



Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2013/2014

Poulsen, Louise K.; Canal-Vergés, Paula; Geitner, Kerstin; Christoffersen, Mads Ole; Holm, Nina; Petersen, Jens Kjerulf

Publication date:
2013

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Poulsen, L. K., Canal-Vergés, P., Geitner, K., Christoffersen, M. O., Holm, N., & Petersen, J. K. (2013). *Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2013/2014*. Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Akvatiske Ressourcer - Dansk Skaldyrcenter. DTU Aqua-rapport No. 269-2013 http://www.aqua.dtu.dk/Publikationer/Forskningsrapporter/Forskningsrapporter_siden_2008

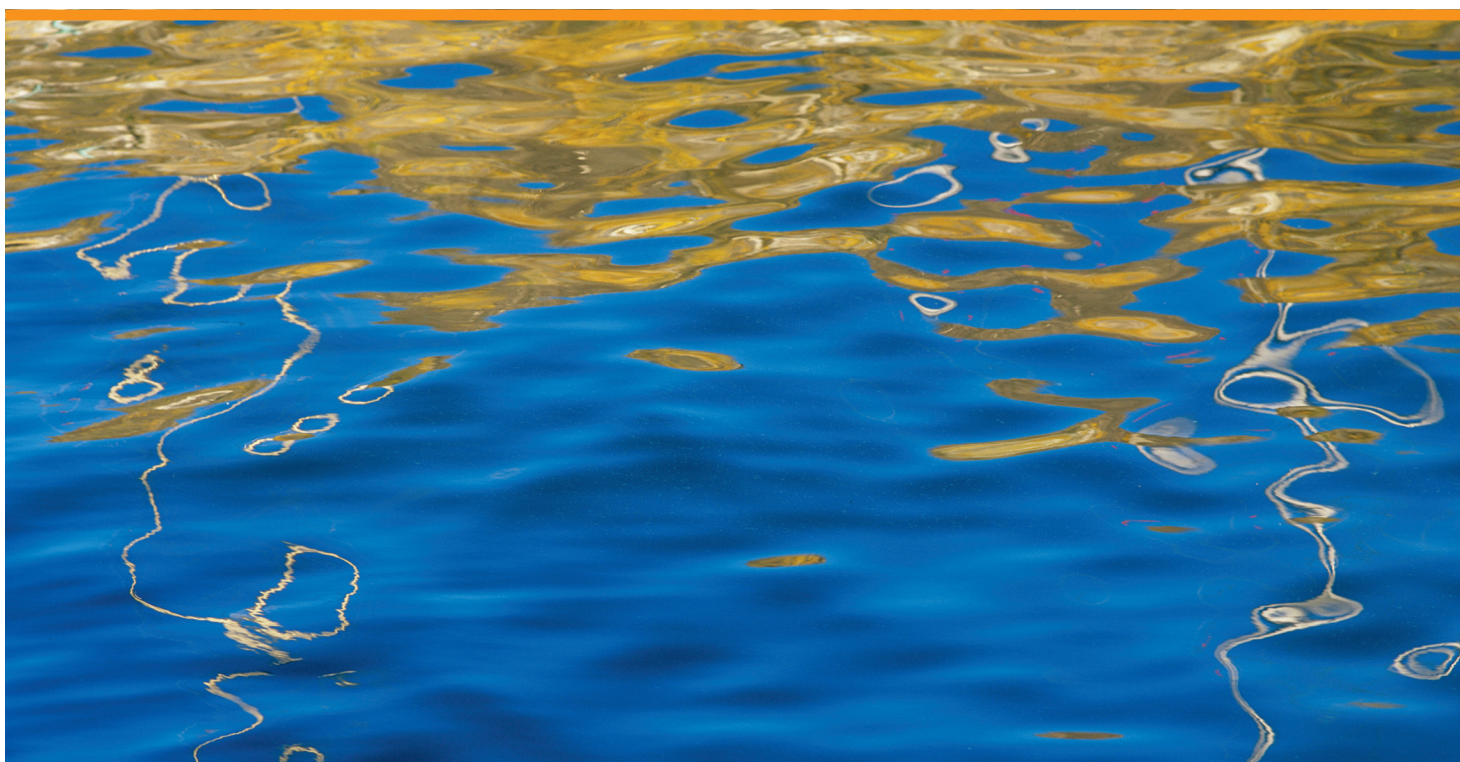
General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2013/2014



DTU Aqua-rapport nr. 269-2013

Af Louise K. Poulsen, Paula Canal-Vergés,
Kerstin Geitner, Mads Christoffersen,
Nina Holm og Jens Kjerulf Petersen

Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2013/2014

DTU Aqua-rapport nr. 269-2013

Af Louise K. Poulsen, Paula Canal-Vergés, Kerstin Geitner, Mads Christoffersen, Nina Holm og Jens Kjerulf Petersen

Indholdsfortegnelse

1	RESUMÉ	3
1.1	Konsekvensvurderingens omfang	3
1.2	Konsekvensvurderingens grundlag	3
1.3	Fiskeriets arealmæssige påvirkning	4
1.4	Fiskeplanens påvirkning på udpegningsgrundlag og naturtyper	5
1.5	Kumulative effekter	13
2	INDLEDNING	16
3	RESUME AF FISKEPLAN OG ANMODNING OM KONSEKVENSVURDERING	18
3.1	Fiskeplan fra fiskeriets organisationer	18
3.2	Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen	18
3.3	Konsekvensvurderingsgrundlaget	19
4	GENERELT OM LØGSTØR BREDNING	21
4.1	Forvaltningen af muslingefiskeriet	24
5	DATAGRUNDLAG FOR KONSEKVENSANALYSEN	26
5.1	Iltforhold	26
5.2	Sigtdybde	27
5.3	Ålegræs	28
5.4	Makroalger	34
5.5	Løgstør Bredning 1993- 2013	41
5.6	Fiskeri i området	44
5.7	Søstjerner	45
6	FUGLEBESKYTTELSESOMRÅDE F12	50
6.1	Fødegrundlag for muslingeædende fugle	51
6.2	Påvirkning af fødegrundlag for fiske- og planteædende fugle	51
6.3	Forstyrrelse af fugle	52
6.4	Kumulative effekter	52
6.5	Konklusion	52

7	HABITATOMRÅDE H16	53
7.1	Sigtdybde og ophvirvling af bundsediment	54
7.2	Påvirkning af substrat	57
7.3	Muslingebestanden	59
7.4	Søstjerner	60
7.5	Ålegræs	64
7.6	Makroalger	70
7.7	Bundfauna	76
8	BILAG IV-ARTER	80
8.1	Fisk	80
8.2	Havpattedyr	80
8.3	Konklusion	83
9	PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER	84
9.1	Påvirket areal ved gentaget fiskeri	84
9.2	GPS-data	88
9.3	Eutrofiering	89
9.4	Bifangst af sten	89
9.5	Forstyrrelse	89
10	REFERENCER	90
	BILAG 1 UDPEGNINGSGRUNDLAG FOR HABITATOMRÅDE 16	96
	BILAG 2 UDPEGNINGSGRUNDLAG FOR F12	98
	BILAG 3 FISKEPLAN FRA FISKERIETS ORGANISATIONER	99
	BILAG 4 ANMODNING FRA NATURERHVERVSTYRELSEN	101
	BILAG 5 MARINE HABITATTYPE-DEFINITIONER	104

1 Resumé

1.1 Konsekvensvurderingens omfang

Område	Beskyttelser	Naturtyper og fuglebeskyttelser
Løgstør Bredning	Habitatområde 16 (H16) Fuglebeskyttelsesområde 12 (F12)	1110 Sandbanker m. lavvandet vedvar. dække af vand 1140 Mudder- og sandflader blottet ved ebbe 1160 Større lavvandede bugter og vige 1170 Rev Fugle: Dværgterne Hvinand Kortnæbet gås Lysbuget knortegås Toppet skallesluger Fisk: Havlampret Pattedyr: Spættet sæl Marsvin

Naturtypen Rev (1170) indgår i udpegningsgrundlaget for H16, da der ikke er udarbejdet arealmæssige afgrænsninger af naturtype 1170. Konsekvensvurderingen vurderer derfor kun muslingefiskeriets generelle effekt på biogene rev.

1.2 Konsekvensvurderingens grundlag

Produktionsområde	Muslinge- og søstjernefiskeri	Biomassetæthed hvor fiskeri pågår	Dybdegrænse for fiskeri	Prøvefiskeri i forhold til fiskernes identifikation af egnede fiskepladser
32-34 og 36-39	Muslinger: 20.000 t konsummuslinger inklusive 5.000 t omplantningsmuslinger	>1 kg m ⁻² >2,5 kg m ⁻²	5 m**	1 % af skrab
	10.000 t konsummuslinger inklusive 5.000 t omplantningsmuslinger	>1 kg m ⁻² >2,5 kg m ⁻²	5 m**	1 % af skrab
	Søstjerner: 7.000 t	-*	5 m**	-*

* ikke specificeret. ** Ålegræskasser lagt omkring Livø Tap samt i Bjørnsholm Bugt langs 6 m dybdegrænsen for at beskytte forekomst af ålegræs på 5 m.

Konsekvensvurderingen er udarbejdet på baggrund af anmodning fra NaturErhvervstyrelsen pr. 28. juni 2013 (Bilag 4) og Fiskeplan fra Centralforeningen for Limfjorden og Danmarks Fiskeriforening (Bilag 3). Konsekvensvurderingen forholder sig specifikt til NaturErhvervstyrelsens anmodning og Fiskeplanen fra Centralforeningen for Limfjorden og Danmarks Fiskeriforening. Konsekvensvurderingen vurderer effekten af fiskeriet i fiskesæsonen 2013/14. DTU Aqua anbefaler et fiskeri på maksimum 10.000 t i Løgstør Bredning 2013 grundet den lave muslingebestand. DTU Aqua konsekvensvurderer derfor også et fiskeri af blåmuslinger på 10.000 t. Der er indlagt en beskyttelseskasse langs 6 meter dybdegrænsen omkring ålegræsforekomster på 5 m ved Livø tap og Bjørnsholm Bugt, ifølge anmodningen fra NaturErhvervstyrelsen, se afsnit 7.5.7 for en mere detaljeret beskrivelse.

1.3 Fiskeriets arealmæssige påvirkning

Muslinge- og søstjernefiskeri	Muslingetæthed ved fiskeri	Biomasse tæthed	Areal direkte påvirket ved fiskeriet	Arealpåvirkning fordelt på fiskeritype	Total arealpåvirkning i H16 (konsum + omplantning)
Muslinger: 20.000 t konsummuslinger inklusive 5000 t omplantningsmuslinger	$>1 \text{ kg m}^{-2}$ $>2,5 \text{ kg m}^{-2}$	$2,1 \text{ kg m}^{-2}$ $3,5 \text{ kg m}^{-2}$	$11,1 \text{ km}^2$ $2,2 \text{ km}^2$	3,5 % 0,7 %	4,2 %
10.000 t konsummuslinger inklusive 5000 t omplantningsmuslinger	$>1 \text{ kg m}^{-2}$ $>2,5 \text{ kg m}^{-2}$	$2,1 \text{ kg m}^{-2}$ $3,5 \text{ kg m}^{-2}$	$3,7 \text{ km}^2$ $2,2 \text{ km}^2$	1,2 % 0,7 %	1,9 %
Søstjerner: 7.000 tons	.*	$0,7 \text{ kg m}^{-2}$	$15,4 \text{ km}^2$	4,9 %	4,9 %

Det påvirkede areal er beregnet for 2 scenarier: et blåmuslingefiskeri på 20.000 t (markeret i grå) som ønsket ifølge fiskeplanen, og et blåmuslingefiskeri på 10.000 t som anbefales af DTU Aqua, som følge af en reduceret blåmuslingebestand i Løgstør Bredning i 2013. Arealet, der direkte påvirkes af muslingefiskeriet, er beregnet ud fra gennemsnitstætheden af muslinger, hvor tætheden er $> 1 \text{ kg m}^{-2}$ og ved omplantningsfiskeri $> 2,5 \text{ kg m}^{-2}$ i området udenfor dybdegrænsen på 5 m. Beregningen inkluderer ikke påvirkning fra prøvefiskeri. I beregningen indgår, at den lette muslingeskraber har en effektivitet på 65 %, jf. undersøgelser gennemført i forbindelse med udviklingsprojekt af let muslingeskraber 2009 - 2011. Arealet, der påvirkes af søstjernefiskeriet, er beregnet for en tæthed af søstjerner på $0,7 \text{ kg m}^{-2}$ på vanddybder $>5 \text{ m}$ og inkluderer ikke påvirkning fra prøvefiskeri. Det antages, at effektiviteten af søstjernevoddet er 65 % svarende til den lette skraber. Arealet af Løgstør Bredning er 316 km^2 .

1.4 Fiskeplanens påvirkning på udpegningsgrundlag og naturtyper

Beskyttede fugle	
Fuglearter, der indgår i konsekvensvurderingen	Hvinand Kortnæbbet gås Lysbuget Knortegås Toppet skallesluger
Mængde af muslinger, der skal være til rådighed for muslingespisende fuglearter (Hvinand)	16.677 t blåmuslinger (28 % af muslingebestanden > 3 m)
Fiskespisende arter (toppet Skallesluger og dværgterne)	Blåmuslingefiskeri vil ikke påvirke forekomsten af fødegrundlag
Planteædende fugle	Muslingefiskeri vil ikke påvirke forekomst af ålegræs
Forstyrrelse	En høj tæthed af fartøjer i et område vil kunne forstyrre fugle i udpegningsgrundlaget.
Konklusion vedrørende beskyttede fugle	<p>I udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområdet i Løgstør Bredning indgår en række arter, hvoraf arterne hvinand, toppet skallesluger forekommer i det marine område. Arten hvinand æder muslinger og skal have en mængde muslinger til rådighed svarende til 16.667 t blåmuslinger og 28 % af den totale biomasse af blåmuslinger på dybder > 3 meter. Muslingebestanden på lavt vand < 3 meter er ikke kvantificeret. Fiskeriet forventes ikke at forringe hvinandens fødegrundlag.</p> <p>Fiskeædende arter (toppet skallesluger og dværgterne) vil ikke få forringet adgang til føde, idet der i Limfjorden er sket et skift til mindre bundlevende fiskearter, og dermed en forbedring af fødegrundlaget for disse fugle.</p> <p>Planteædende fugle forventes ikke at få forringet deres fødegrundlag, idet ålegræs på vanddybder, hvor disse arter er fødesøgende, ikke vil blive påvirket af muslingefiskeri.</p> <p>Fiskeriet kan medføre forstyrrelse af de beskyttede fugle, når >15 fartøjer udfører fiskeri i samme produktionsområde.</p>

<p>Ophvirvling af sediment og sigtddybde</p> <p>Sigtddybden i vækstsæsonen 2013 (marts - juli)</p> <p>Estimeret sigtddybde 2013 (marts - oktober)</p> <p>Konklusion vedrørende ophvirvling af sediment og sigtddybde</p>	<p>3,2 m</p> <p>2,2 m</p> <p>Sigtddybden målt i ålegræssets vækstperiode (marts til oktober) har siden 1980 svinget mellem 3,0 - 5,5 m. Sigtdybden fra marts til oktober kan ud fra en empirisk model for sammenhæng mellem muslingebestandens filtrationspotentiale og sigtddybde estimeres til at være 2,2 m i 2013. Opfiskning af op til 10.000 t blåmuslinger vurderes ikke at have betydning for sigtddybde i Natura 2000 området, da fiskeriet primært vil foregå i områder med meget store tætheder af muslinger, hvor en udtynding kan fremme udnyttelsen af muslingernes filtrationspotentiale. Det vurderes, at variation i forhold til muslingebestandens udvikling (rekruttering, vækst og overlevelse) vil være af større betydning end fiskeriets fjernelse af muslinger ved den nuværende muslingebestand i Løgstør Bredning.</p> <p>I forbindelse med fiskeri vil der ske en resuspension af sediment. Denne resuspension kan være af betydning i sommerperioden, hvor den vindinducerede resuspension er lav. I vinterperioden vurderes resuspensionen fra fiskeriet, at være ubetydelig i sammenligning med den naturlige resuspension. En høj tæthed af fartøjer (>15), der fisker i samme område, vil kunne reducere sigtddybden. Det indgår i NaturErhvervstyrelsens bestillingsskrivelse, at maksimalt 15 fartøjer må fiske i et produktionsområde samtidigt. DTU Aqua vurderer, at blåmuslingefiskeriet ikke vil reducere sigtddybden i sommerperioden. NaturErhvervstyrelsen har siden 2011 påbudt anvendelse af et nyt, lettere redskab til muslingefiskeri, som reducerer resuspensionen i forbindelse med fiskeriet betydeligt i forhold til ved fiskeri med hollænderskraberen.</p> <p>Det er DTU Aquas vurdering, at opfiskning af op til 7.000 t søstjerner ikke vil medføre en resuspension af sedimentet i et omfang, der vil påvirke sigtddybden i Løgstør Bredning.</p> <p>Disse konklusioner er behæftet med nogen usikkerhed, da resuspensionen i forbindelse med den lette muslingeskraber og søstjernevoddet ikke er kvantificeret.</p>
--	--

Sten og andet substrat Landinger	500 kg sten i produktionsområde 34 i sæson 2012/2013 Der blev landet 500 kg sten i produktionsområde 34 i fiske-sæsonen 2012/13. Fjernelse af sten er en irreversibel på-virkning, der reducerer forekomsten af substrat og dermed udbredelsen af makroalger og epibentiske bunddyr. Den lette muslingeskraber har en let konstruktion og vil formodentligt ikke kunne anvendes til fiskeri i områder med større sten. I forbindelse med muslingefiskeri vil der blive fjernet muslingeskaller. Disse udgør et vigtigt element i habitatet for en række organismer. Analyser viser, at der ikke over større områder sker en reduktion i forekomsten af skaller.
--	--

Muslingebestanden Produktionsområde Total blåmuslingebestand > 3m Fiskeri ifølge fiskeplan Fiskeri ifølge DTU Aquas anbefaling Fiskeri i % af total bestand Fiskeri i % af muslingeproduktion Konklusion vedrørende muslingebestanden	32 - 34 og 36 - 39 Bestandsvurderingen omfatter kun område 33 - 39, da der ikke er indsamlet data for produktionsområde 32. 60.000 t 20.000 t inkl. 5.000 t til omplantning. 10.000 t inkl. 5.000 t til omplantning. Et fiskeri på 10.000 t (inkl. 5.000 t omplantningsmuslinger) vil fjerne 17 % af den totale muslingebestand i bredningen. Et fiskeri på 10.000 t (inkl. 5.000 t omplantningsmuslinger) vil fjerne 33 - 42 % af den totale muslingeproduktion. Et fiskeri som ønsket i fiskeplanen på 20.000 t (inklusive 5.000 t omplantningsmuslinger) vil fjerne 33 % af bestanden. Bestanden af blåmuslinger udgør i 2013 60.000 t, hvilket er et fald på 60 % i forhold til bestanden i 2012. DTU Aqua anbefaler på baggrund af den reducerede blåmuslingebestand, at der maksimalt fiskes 10.000 t blåmuslinger (inklusive 5.000 t omplantningsmuslinger) i 2013. Produktionen af muslinger udgør 40 - 50 % af biomassen og et fiskeri på 10.000 t muslinger vil fjerne ca. 33 - 42 % af muslingeproduktionen (30.000 - 24.000 t). Et fiskeri af i alt 10.000 t blåmuslinger vil ikke medføre ændringer i blåmuslingebestanden i betydende grad.
---	--

Søstjernebestanden	
Produktionsområde	32 - 34 og 36 - 39 Bestandsvurderingen omfatter kun område 33 - 39, da der ikke er indsamlet data for produktionsområde 32
Total søstjernebestand > 1 m	14.500 - 35.000 t
Fiskeri i % af total bestand	20 - 48 %
Konklusion vedrørende søstjernebestanden	<p>Det planlagte fiskeri på 7.000 t søstjerner vil fjerne mellem 20 - 48 % af bestanden af søstjerner, der er steget i Løgstør Bredning de senere år. Søstjernefiskeriet er bæredygtigt i forhold til bestanden i Limfjorden. Fjernelse af søstjerner fra Natura 2000 områder kan potentielt være et middel til bevarelse af biogene rev. På baggrund af den eksisterende viden vurderer DTU Aqua, at et fiskeri efter 7.000 t søstjerner vil påvirke 4,9 % af arealet i Løgstør Bredning. Estimaterne er forbundet med en meget betydelig usikkerhed. Der er meget stort behov for yderligere viden om effekter af søstjernefiskeri og metoder til bestandsestimering, hvis et vedvarende fiskeri i en længerevarende årrække skal kunne konsekvensvurderes.</p>

Ålegræs	
Habitatype for naturtype	1110 og 1160
Model-estimeret dybdeudbredelse	0 - 2,9 m.
Observeret udbredelse i Natura 2000 området	<p>0 - 5 m, der blev observeret forekomster af levende ålegræs på 5 meters dybde på 5 transekter = 11 % af transekterne i Løgstør Bredning.</p> <p>Der forekommer få tætte bestande af ålegræs, der kan forventes at overvintre i Løgstør Bredning. Ålegræssets arealmæssige udbredelse i Løgstør Bredning vil derfor fortrinsvis bestå af nyrekrutterede ålegræsskud. Ålegræsbestanden i Bredningen er sårbar pga. de meget få etablerede, overvintrende bestande, som kan producere frø, hvorfra en nyrekruttering og genetablering af bestanden i Bredningen kan ske.</p>
Forekomst	Spredt

Genoprettelsestid efter skrab	> 20 år
Fiskeplanens arealmæssige påvirkning af observeret udbredelse i Natura 2000 området	0 % af observeret udbredelsesområde.
Konklusion vedrørende ålegræs	<p>DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslingeskraber samt med søstjernevod i Løgstør Bredning på vanddybder >5 m ikke vil påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse i habitatområde H16. Muslingeskrab indenfor ålegræssets observerede og estimerede dybdeudbredelse i 2012 vil ikke forekomme, og fiskeriet vil ikke begrænse ålegræssets arealmæssige udbredelse, eller forringe ålegræssets mulighed for at forøge sin dybdeudbredelse i habitatområdet, da der i de tilladte fiskeområder ikke forekommer tætte bede af ålegræs, ikke er observeret frøspirede planter eller enkeltstående planter og ikke kan forventes succesfuld spiring af spredte frø. På baggrund af eksisterende viden om resuspension i forbindelse med fiskeriet kan det endvidere forventes, at et fiskeri ikke vil lede til en betydende udskygning af ålegræsset. Denne konklusion er baseret på implementering af de generelle krav til fiskeriet som specificeret af NaturErhvervstyrelsen om brug af den lette skraber, max. 15 fartøjer ad gangen i hvert produktionsområde, og at ålegræsset beskyttes mod fiskeri efter muslinger og søstjerner omkring Livø Tap og i Bjørnsholm Bugt.</p> <p>DTU Aqua vurderer, at der med de meget omfattende transektstudier af ålegræs gennemført i Løgstør Bredning i 2012 er et solidt datagrundlag for konsekvensvurderingen i forhold til potentiel påvirkning af ålegræsset, som følge af Fiskeplanens forslag til fiskeri. Resultaterne fra transektundersøgelsen i 2012 er stort set sammenfaldende med tidligere undersøgelser gennemført af DSC og DTU Aqua med samme metode. Det er derfor DTU Aquas vurdering, at konsekvensvurderingen i relation til ålegræs er forbundet med en lille usikkerhed.</p> <p>I forbindelse med et igangværende modelarbejde omkring ålegræssets aktuelle og potentielle udbredelse forventer DTU Aqua at få yderligere informationer, der kan udvide det faglige grundlag for beslutninger vedrørende ålegræssets beskyttelse.</p>

Makroalger	
Habitattype for naturtype	1160
Modelestimeret - udbredelse i 2012	Brunalger 0 - 5,2 m Andre fastsiddende arter 0 - 6,0 m
Observeret udbredelse i 2012	Fastsiddende, flerårige, ikke-opportunistiske arter 0 - 6 m* Opportunistiske eller ikke-fastsiddende arter 0 - 6 m* *Udbredelsen af makroalger blev kun undersøgt til 6 m dybde. Det er derfor sandsynligt, at der forekommer makroalger dybere i bredningen.
Forekomst	Spredt
Genoprettelsestid efter skrab	>5 år - er irreversibel hvis sten fjernes
Fiskeplanens arealmæssige påvirkning af estimeret udbredelse	>5 m ~ 157 km ² = 49 % af potentielt udbredelsesområde i naturtype 1160
Fiskeplanens arealmæssige påvirkning af observeret udbredelse i Natura 2000 området	5 - 10 m ~ 155 km ² = 49 % af naturtype 1160 (0 - 10m).
Konklusion vedrørende makroalger	<p>DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslingeskraber og søstjernevod på vanddybder >5 m vil påvirke makroalger i Løgstør Bredning. Muslingeskrab kan gennem fjernelse af fast substrat begrænse makroalgernes potentielle udbredelse. Fjernelse af sten i forbindelse med fiskeri vil lede til reduktion i de fastsiddende makroalgers udbredelsespotentiale, dette gælder især for større sten, der kan danne substrat for en flerårig bevoksning af også større alger. Afskrabning af de oprindelige makroalger kan lede til øget risiko for kolonisering af invasive arter. I Løgstør Bredning er den invasive sargasso-tang den dominerende makroalge og dens beskyttelsesstatus er uklar.</p> <p>DTU Aquas vurdering bygger på en omfattende kortlægning af makroalger i Løgstør Bredning i 2012, af et omfang som ikke er set i anden sammenhæng, og som kan antages at give et retvisende billede af forekomst af makroalger i Løgstør Bredning ud til 6 m. Data fra denne kortlægning er sammenfaldende med en tilsvarende kortlægning i 2010. For begge kortlægninger gælder, at forekomster på vanddybder >6 m ikke er kortlagt og det medfører, at kortlægningen ikke kan karakteriseres som værende fuldstændig. I modsætning til ålegræs former makroalger ikke sammenhængende bestande og er primært afhængige af tilgængeligt</p>

	<p>substrat. Substrat kan være spredt tilfældigt og kun en minuttøs gennemgang af hele bundarealet vil kunne afdække alle forekomster af makroalger. På trods af det omfattende datamateriale, er der derfor forbundet en usikkerhed til konklusioner vedrørende makroalgernes udbredelse.</p>
--	--

<p>Bundfauna</p> <p>Forekomst</p> <p>Fiskeplanens arealmæssige påvirkning (20.000 t inkl. 5.000 t omplantning)</p> <p>DTU Aquas anbefalede fiskeri på 10.000 t (inkl. 5.000 t omplantning)</p> <p>Genoprettelsestid for dyresamfund</p> <p>Konklusion vedrørende bundfauna</p>	<p>Naturtype 1160</p> <p>Muslingefiskeri vil foregå i 4,2 % og søstjernefiskeri 4,9 % af potentielt udbredelsesområde i naturtype 1160 i H16.</p> <p>Muslingefiskeri vil foregå i 1,9 % og søstjernefiskeri 4,9 % af potentielt udbredelsesområde i naturtype 1160 i H16.</p> <p>1 - 2 år i sydlig del af H16 med hyppigt iltsvind 4 år i nordlig del af H16</p> <p>Der vil forekomme bundfauna i hele Løgstør Bredning. Muslingeskrab inden for bundfaunaens udbredelses område vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse. Muslingefiskeri vil medføre en forringelse af bundfaunaen. I Løgstør Bredning vurderes effekten af muslingefiskeriet at være 1 - 2 år i de sydlige dele af Natura 2000 området, der påvirkes hyppigst af iltsvindshændelser, og påvirkningen vurderes at være op til 4 år i de områder af Natura 2000 området, der sjældent påvirkes af iltsvind. Konklusioner omkring gendannelsestider i Løgstør Bredning er konservative antagelser, som hviler på et spinkelt grundlag. DTU forventer revision når mere viden er tilgængelig.</p>
--	--

<p>Bilag IV-arter</p> <p>Havlampret</p>	<p>Bevaringsstatus for havlampret er ukendt i Danmark. Der forventes ikke en betydende effekt af muslinge- og søstjernefiskeri på udbredelsen af og fødegrundlaget for havlampret i Løgstør Bredning. Muslinge- og søstjernefiskeriet påvirker ikke havlampret direkte, idet der ikke er observeret bifangst af denne art i muslingefiskeriet. Der forventes ingen direkte påvirkning af muslingefiskeriet på fødegrundla-</p>
--	--

<p>Spættet sæl</p>	<p>get, men indirekte kan fiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk, der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Et muslingefiskeri på 10.000 t eller 20.000 t og et søstjernefiskeri på 7.000 t i habitatområdet i Løgstør Bredning ikke vil have en betydende effekt på bestanden af havlampret i H16.</p> <p>Spættet sæl er den almindeligste sæl i Danmark og forekommer i flere bestande herunder i Løgstør bredning. Muslinge- og søstjernefiskeriet påvirker ikke sælerne direkte, idet der ikke forekommer bifangst af sæler i muslingefiskeriet. Der forventes ingen direkte påvirkning af muslingefiskeriet på sælernes fødegrundlag, idet bifangst af fisk er lille i muslingefiskeriet, men indirekte kan muslingefiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk, der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Sæler er generalister med et bredt fødevalg. Muslinge- og søstjernefiskeriet vil foregå på et begrænset areal (4,2 eller 1,9 % (muslinger) + 4,9 % (søstjerner)) af H16 fordelt over flere måneder, og DTU Aqua vurderer derfor, at fiskeriet ikke vil have en betydende effekt på sælernes fødegrundlag i Løgstør bredning. DTU Aqua vurderer, at et muslingefiskeri på 10.000 eller 20.000 t, og et søstjernefiskeri på 7.000 t fordelt på maksimalt 15 fartøjer i hvert enkelt produktionsområde i habitatområdet i Løgstør Bredning ikke vil have en betydende effekt på sælbestanden i området.</p>
<p>Marsvin</p>	<p>Marsvin observeres kun sjældent og sporadisk i Limfjorden og Løgstør Bredning. Forekomsten er ukendt. Muslinge- og søstjernefiskeriet påvirker ikke marsvin direkte, idet der ikke forekommer bifangst af marsvin i muslingefiskeriet. Der forventes ingen direkte påvirkning af muslingefiskeriet på fødegrundlaget, idet bifangst af fisk er lille i muslinge- og søstjernefiskeriet, men indirekte kan fiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk, der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Et muslingefiskeri på 20.000 eller 10.000 t og et søstjernefiskeri på 7.000 t, kan ved den nuværende biomasse i Løgstør fiskes i 4,2 eller 1,9 % (muslinger) og 4,9 % (søstjerner) af habitatområdet og fiskeriet er normalt fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer at et muslingefiskeri på 20.000 eller 10.000 t og et søstjernefiskeri på 7.000 t, fordelt på maksimalt 15 i hvert enkelt produktionsområde i habitatområdet i Løgstør Bredning ikke vil have en betydende effekt på marsvinebestanden i området.</p>

1.5 Kumulative effekter

Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af habitatområde H16 for blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Sc. = Scenarie. Kumuleret arealpåvirkning for blåmusling er opdelt som påvirkning for konsumfiskeri + påvirkning for omplantningsfiskeri i tabellen.

	Gendannelses- sestid	2009/10	2010/11	2011/12	2012/13	Kumuleret + 2013/14		Søstjerner
						sc 1	sc 2	
Blåmusling	3			1,7	1,5	7,4	5,1	0,49
Makroalger	>5	0,5	1,1	1,3	1,1	7,2	5,4	3,7
Bundfauna	2 - 4		1,5	1,7	1,5	5,7-8,9	3,4-6,6	2,45
Ålegræs*	>20	0	0	0	0	0	0	0

Den kumulerede effekt er beregnet for de foregående år i henhold til gendannelses- + påvirkning ved 2 forskellige landingsscenarier for fiskerisæson 2013/14 (20.000 eller 10.000 t). Begge scenarier inkluderer 5.000 t omplantningsmuslinger. For blåmuslinger og bundfauna antages, at økosystemkomponenterne påvirkes svarende til det skrabede areal. For makroalger antages, at økosystemkomponenten påvirkes svarende til 75 % af arealet. Til arealpåvirkning af hver enkelt økosystemkomponent ved muslingefiskeri skal lægges arealpåvirkningen ved et søstjernefiskeri på 7.000 t. Ved beregning af effekt af fiskeri efter søstjerner med søstjernevoddet er det antaget, at a) voddets påvirkning af bundfauna kan sættes til 50 % af effekten af muslingeskraberen; b) voddets påvirkning af blåmuslinger kan sættes til 10 % af effekten af muslingeskraberen; og c) at effekten af voddet på makroalger kan sættes til 100 % af effekten af muslingeskraberen. Arealberegningerne adskiller sig fra konsekvensvurderingen i 2012/2013 pga. et forbedret data- og beregningsgrundlag.

*Arealpåvirkningen for ålegræs er sat til nul. Gendannelse af ålegræs kan vare fra 2 - 100 år afhængig af bundforhold, eksponering mm. og er som rettesnor estimeret til at vare >20 år. Ingen af miljødirektiverne har været implementeret i hele denne periode, og forvaltningen har følgelig ikke taget højde for påvirkning af ålegræs. Evt. påvirkning af ålegræsset fra før dette blev en del af forvaltningen er derfor ikke medtaget i vurderingen. Siden 2008/2009 har en faglig vurdering godtgjort, at ålegræsset ikke er blevet påvirket af det tilladte fiskeri. Det er endvidere en helt klar forudsætning i muslingepolitikken, at ålegræs heller ikke i fremtidigt fiskeri må påvirkes negativt. Derfor vil der ikke være kumulative effekter på ålegræsset ved gentaget fiskeri.

Gentaget fiskeri	Den kumulative effekt af et gentagende fiskeri i samtlige år, inklusive den kommende sæsons fiskeri, er beregnet for 2 scenarier på hhv. 10.000 og 20.000 t fiskede blåmuslinger, og er beregnet for økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Hertil skal lægges effekten af et fiskeri på 7.000 t søstjerner. I beregningen er gendannelses-tiden efter et fiskeri for de tre økosystemkomponenter anvendt til at vurdere, hvor langt tilbage i tiden fiskeriets påvirkning skal kumuleres over. Beregningerne viser, at for ingen af økosystemkomponenterne er der potentiel konflikt ved en maksimal arealpåvirkning på 15 %. Dette er i et vist omfang forårsaget af lave landinger i de senere år.
-------------------------	--

	<p>Ved beregning af påvirket areal af muslingefiskeri antages det, at 65 % af muslingerne fjernes ved skrab, og at et areal kun skrabs en gang. Endvidere antages det, at et areal først indgår i fiskeriet igen, når det er gendannet. Præmisserne for beregningen er således meget forsigtige og vil under de fleste forhold medføre en overestimering af den kumulative effekt.</p>
<p>Eutrofiering og resuspension</p>	<p>Eutrofiering og naturlig variation kan forventes at have en betydning for muslingebestandens størrelse og dermed for sigtddybden. Ændringer i rekrutteringen og dødelighed pga. iltsvind og prædation kan have stor effekt. Iltsvindshændelser, med massedød af blåmuslinger, er rapporteret for en række områder i Limfjorden, herunder Løgstør Bredning. I forbindelse med disse hændelser er der registreret tab af muslinger, der overstiger landingerne fra fiskeriet med en faktor 3 - 4. Prædation fra søstjerner er en anden faktor, der har betydning for udbredelsen af blåmuslinger lokalt i Limfjorden og dermed for områdernes filtrationspotentiale. Både eutrofiering og muslingefiskeri medfører en ændring i flora- og faunasammensætningen med øget forekomst af organismer med hurtig rekruttering og stort spredningspotentiale.</p> <p>Den generelle eutrofiering af Limfjorden og Løgstør Bredning medfører en stor produktion af planteplankton og dermed en forringet sigtddybde. Ophvirvling af næringsstoffer og den afledte planteplanktonproduktion, og ophvirvling af sediment ved skrabning er begge effekter, som påvirker sigtddybden og kan have en indirekte effekt på dybdeudbredelsen for ålegræs og makroalger i området. Hver især har disse faktorer (eutrofiering og ophvirvling af næringsstoffer/sediment) ikke nødvendigvis en betydende effekt, men samlet set kan muslingeskrab i eutrofe områder som Løgstør Bredning have en effekt på sigtddybden i området, specielt i sommerperioden, hvor vindpåvirkningen er lav.</p>
<p>Bortfiskning af sten</p>	<p>Når der fiskes efter muslinger, kan der forekomme bifangst af sten. Fjernelse af substrat ved fiskeri kan på sigt forventes at have en effekt på fasthæftede organismers mulighed for at opbygge en bestand i området. Fjernelse af sten vil have betydning for udbredelse af makroalger og epibentiske organismer såsom sønemoner, søpindsvin, søpunge mv. Fjernelse af sten vil generelt reducere kompleksiteten i habitatområdet, hvilket kan have betydning for samspillet mellem en række arter.</p>

Forstyrrelse af fugle	Der foregår en omfattende jagt på de fuglearter, der indgår i udpegningsgrundlaget for F12. Forstyrrelse fra jagt kan have en kumulativ effekt i samspil med muslingefiskeriet.
Forstyrrelse af marsvin og sæler	Muslingefiskeriet vil bidrage med en lille andel af den kumulative forstyrrelse for marsvin og sæler sammenlignet med den øvrige skibstrafik i området. I det omfang der forekommer garn (nedgarn) - og rusefiskeri i habitatområdet (DTU Aqua har ikke data for dette), kan bifangst af sæler og marsvin bidrage til den kumulative forstyrrelse af sæl- og marsvinebestanden i habitatområdet. Bifangst af marsvin er ikke rapporteret fra Løgstør Bredning.

2 Indledning

Nærværende konsekvensvurdering er udarbejdet for at beskrive potentielle effekter af et fiskeri af blåmuslinger på Natura 2000 området i Løgstør Bredning, specifikt i forhold til det udpegningsgrundlag, der er gældende for fuglebeskyttelsesområde F12 og habitatbeskyttelsesområde H16 og i forhold til den konsekvensvurderingsanmodning (Bilag 4 Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen), som NaturErhvervstyrelsen har udsendt på baggrund af Danmarks Fiskeriforenings fiskeplan (Bilag 3 Fiskeplan fra fiskeriets organisationer).

Ifølge Fiskeriloven (Bekendtgørelse 978 af 26/9 2008 §10e) kan tilladelse til fiskeri meddeles, hvis fiskeriet ikke skader et internationalt naturbeskyttelsesområdes integritet. Dette er defineret i "Guidance Document: Managing Natura 2000 sites" udarbejdet af EU-kommissionen i 2000: *"Hvad angår begrebet 'integritet', skal det forstås som en kvalitet eller en tilstand, der indebærer helhed eller fuldstændighed. I en dynamisk økologisk sammenhæng kan ordet også forstås som modstandsdygtighed og evne til udvikling i retning af en gunstig bevaringsstatus."*

Fiskeritilladelse kan meddeles på baggrund af en vurdering af aktivitetens betydning, en konsekvensvurdering, i forhold til udpegningsgrundlaget for et naturbeskyttelsesområde. Det lovmæssige krav til gennemførelse af konsekvensvurderinger af muslingefiskeri blev implementeret i maj 2008, hvorefter DTU Aqua udarbejdede de første konsekvensvurderinger for fiskeperioden 2008/2009 for henholdsvis Løgstør Bredning og Lovns Bredning.

Konsekvensvurderingen forholder sig specifikt til NaturErhvervstyrelsens anmodning omkring fiskekasser, dybdegrænser, redskab og retningslinjerne for fødevareministeriets muslingepolitik, samt fiskeplanens ønsker til fiskeri.

DTU Aqua analyserer i konsekvensvurderingen effekten af fiskeriet i forhold til en generel bevaringsmålsætning om gunstig bevaringsstatus jf. bekendtgørelse nr. 408/2007 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter. Endvidere vurderes effekter i forhold til arter, der er opført som bilag IV-arter jf. habitatdirektivets artikel 12. Der blev for Natura 2000 området i Løgstør Bredning besluttet en Natura 2000 plan i december 2011. Der er udarbejdet retningslinjer vedr. henholdsvis vandkvalitet og fysisk påvirkning fra bundsløbende redskaber for den marine naturtype rev (1170), hvis udbredelse dog ikke er fastlagt. Det er ikke udarbejdet retningslinjer for den marine naturtype større lavvandede bugter og vige (1160), hvor den generelle målsætning om gunstig bevaringsstatus er anvendt. For forekomst af udpegede fugle i Natura 2000 området er der opstillet måltal.

For naturtypen 1160, samt for arter uden fastsatte måltal har DTU Aqua vurderet, i hvilket omfang fiskeriaktiviteten påvirker relevante arters mulighed for at opretholde og forøge nuværende bestandsudbredelser ifølge Habitatbekendtgørelsen § 4 stk. 3d: *"Naturtypens overordnede bevaringsstatus vil derfor afhænge af artens bevaringsstatus, og der skal således sikres eller genoprettes en gunstig bevaringsstatus for arten. En arts bevaringsstatus anses for gunstig, når arten udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at den inden for en overskuelig fremtid vil blive mindsket."* På baggrund af en manglende specifik målsætning for Natura 2000 området i Løgstør Bredning er denne vurdering baseret på Natura 2000 planens vurdering af en ugunstig bevaringstilstand i naturtype 1160 (Miljøministeriet 2011). DTU Aqua har ikke udført en vurdering af, hvilken målsætning der bør være gældende for at opnå gunstig bevaringstilstand, men taget udgangspunkt i Natura 2000 planens vurdering af bevaringstilstanden i området.

Nærværende konsekvensvurderingsrapport består af en præsentation af de data, der er til rådighed for en analyse af muslingefiskeriets påvirkning på udpegningsgrundlag, herunder DTU Aquas egne undersøgelser. Naturstyrelsen Vestjylland og DCE's datacenter har været kontaktet i forhold til at sikre, at analysen anvender de nyeste tilgængelige data. I forhold til muslingefiskeriets påvirkning af fødegrundlag for hvinand, der indgår i udpegningsgrundlaget, anvendes der i konsekvensvurderingen beregningsmetoder, der er udviklet af DMU for hvinand i Limfjorden (Laursen og Clausen 2008). I forhold til påvirkning af naturtyper og arter, der indgår i H16, anvendes der i konsekvensvurderingen eksisterende data for det undersøgte område, videnskabelig litteratur og rapporter om påvirkning af fiskeri med skrabende redskaber.

Det vurderes ikke i konsekvensvurderingen i hvilket omfang forvaltningen af muslingefiskeriet skal tilpasses i forhold til at sikre en overholdelse af fiskeplanen.

DTU Aqua forholder sig i Konsekvensvurderingen som udgangspunkt ikke til Vandrammedirektivet, idet denne vurdering ikke indgår i den stillede opgave. DMU har tidligere med bidrag fra DTU Aqua udarbejdet et notat om påvirkning fra skaldyrproduktion i kystvande i relation til Vandrammedirektivets definition af god økologisk tilstand. (Petersen 2008a).

3 Resume af Fiskeplan og anmodning om konsekvensvurdering

3.1 Fiskeplan fra fiskeriets organisationer

Muslingefiskeriets to organisationer, Danmarks Fiskeriforening og Centralforeningen for Limfjorden, har udarbejdet en fiskeplan for fiskeri af blåmuslinger i Natura 2000 området i Limfjorden i fiskerisæson 2013/2014 (Bilag 3). Effekten af en gennemførelse af Fiskeplanen analyseres i nærværende konsekvensvurdering i de tilfælde, hvor anmodningen fra NaturErhvervstyrelsen ikke modificerer Fiskeplanen.

I Fiskeplanen fremsættes der forslag om et fiskeri af 20.000 t blåmuslinger til konsum (skallængde >4,5 cm) fra bestande i områder, der har større biomassetæthed end 1 kg m⁻². De 20.000 t inkluderer et fiskeri af muslinger til omplantning på 5.000 t, hvor biomassetætheden er større end 2,5 kg m⁻². I forbindelse med fiskeriet vil der ske en fortsat registrering af mængden af landede sten fra området. Maksimalt 15 fartøjer vil fiske i hvert produktionsområde samtidigt og alle muslingefartøjer er udstyret med et GPS-system der logger fartøjets position hvert 10. sekund under fiskeri.

Der vil blive fisket i områder, der kan indeholde naturtyperne 1110 "Sandbanker med lavvandede vedvarende dække af havvand" og 1160 "Større lavvandede bugter og vige". Der vil ikke blive fisket på lavere vanddybder end 4 meter.

Den fulde fiskeplan kan læses i Bilag 3 Fiskeplan fra fiskeriets organisationer.

3.2 Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen

Foranlediget af mødet mellem DTU Aqua, Danmarks Fiskeriforening, Central Foreningen Limfjorden og NaturErhvervstyrelsen den 6. juni 2013 om fiskeri efter muslinge- og østersfiskeri i Natura 2000 områder Limfjorden for 2013/2014 sæsonen, fremsendes følgende bestilling (Bilag 4 Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen).

Blåmuslinger

Konsekvensvurderingerne for hhv. Lovns Bredning og Løgstør Bredning skal tage udgangspunkt i, at der stilles krav om anvendelse af den lette skraber samt i anvendelse af sensor og GPS-udstyr.

Afsnittet om opgørelse af kumulative påvirkninger skal tage udgangspunkt i den hidtidige anvendte model for opgørelse af de kumulative påvirkninger – således at der ses på muslingebestand, ålegræs, markoalger og bundfauna (jf. trappemodellen i Muslingepolitikken). Den acceptable arealmæssige kumulative påvirkning er med muslingepolitikken fastsat til 15 %.

Løgstør Bredning

For Løgstør Bredning skal konsekvensvurderingen udover ovenstående, tage udgangspunkt i en kvote på 20.000 t, hvoraf 5.000 t ønskes omplantet.

Såfremt denne kvote ikke vurderes at være bæredygtig for bestanden (set i lyset af at bestanden er faldet i forhold til sidste år), bedes DTU Aqua tilrette kvoten til det niveau, som instituttet vurderet som bæredygtigt for bestanden – i den kvote skal der fratrækkes 5.000 t til omplantning.

Dybdegrænsen for fiskeri fastsættes til 5 m og 6 m i de områder, hvor ålegræs vokser ud til 5 m's vanddybde – denne dybdegrænse gælder for fiskeri efter blåmuslinger såvel som søstjerner.

Fiskeriets påvirkning som følge af fiskeri efter 7.000 t søstjerner skal endvidere konsekvensvurderes og indgå i afsnittet om opgørelse af kumulative påvirkninger.

3.3 Konsekvensvurderingsgrundlaget

Konsekvensvurderingen forholder sig specifikt til NaturErhvervstyrelsens anmodning og herudover til Fiskeplanen. Konsekvensvurderingen vurderer effekten af fiskeriet i fiskerisæson 2013/2014, jf. anmodning fra NaturErhvervstyrelsen.

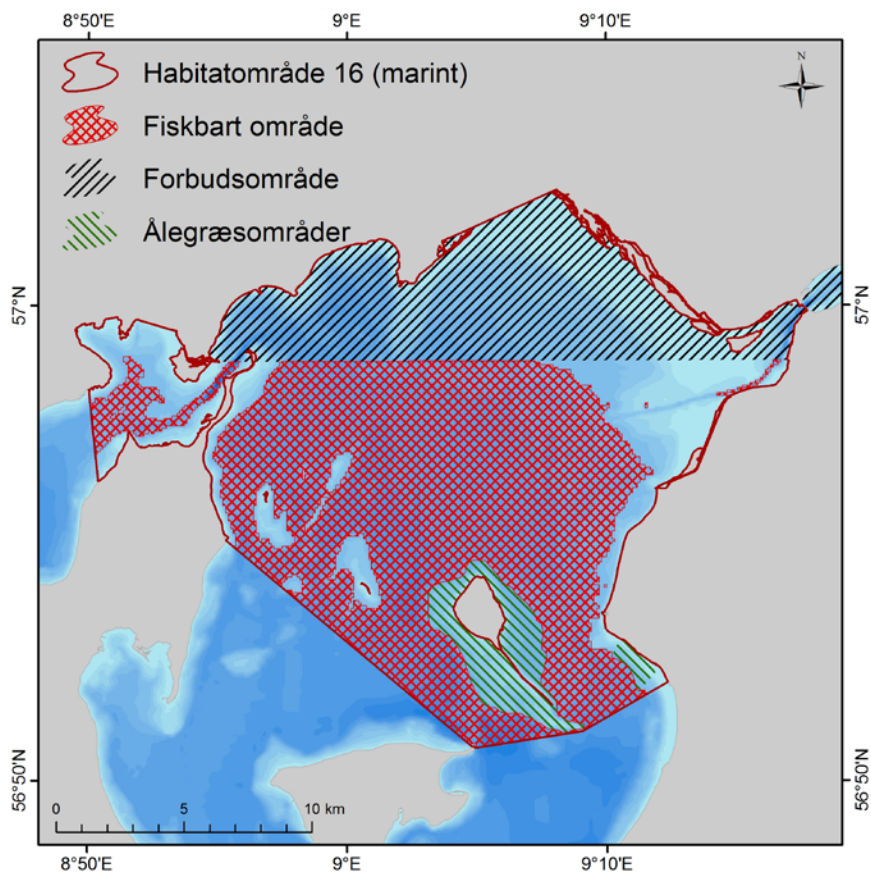
Grundlaget for konsekvensvurderingen er således et fiskeri på 20.000 (inklusive 5.000 t til omplantning) på muslingetætheder $>1 \text{ kg m}^{-2}$ i produktionsområde 32-34 og 36-39 i Natura 2000 område H16, Løgstør Bredning. I de 20.000 t er inkluderet fiskeri omplantning af 5.000 t på muslingetætheder $> 2.5 \text{ kg m}^{-2}$. DTU Aqua anbefaler et fiskeri på maksimum 10.000 t i Løgstør Bredning grundet den reducerede muslingebestand i 2013. DTU Aqua konsekvensvurderer derfor også 10.000 t.

Der tages højde for en dybdegrænse på 5 m, idet monitoring foretaget af DTU Aqua viste, at ålegræssets udbredelse i 2012 forekom på dybder lavere end 5 m (se afsnit 5.3.3). DTU Aqua anbefaler en ålegræskasse der følger 6 meter dybdegrænsen omkring Livø Tap samt omkring et transekt i Bjørnsholm Bugt til beskyttelse af frøspiret ålegræs i 2012 på 5 m dybde. Der konsekvensvurderes endvidere et søstjernefiskeri på 7.000 t i Løgstør Bredning H16. Habitatområdets udstrækning, forbudsområde og fiskbart område > 5 meter er vist på Figur 1.

Ålegræs kassen ved Livø Tap: følger 6 m grænsen omkring tappen. Det drejer sig om mange koordinater (132) som DTU Aqua gerne specificerer på nærmere opfordring.

Ålegræskasse ved Bjørnsholm Bugt (følger 6 m grænsen):

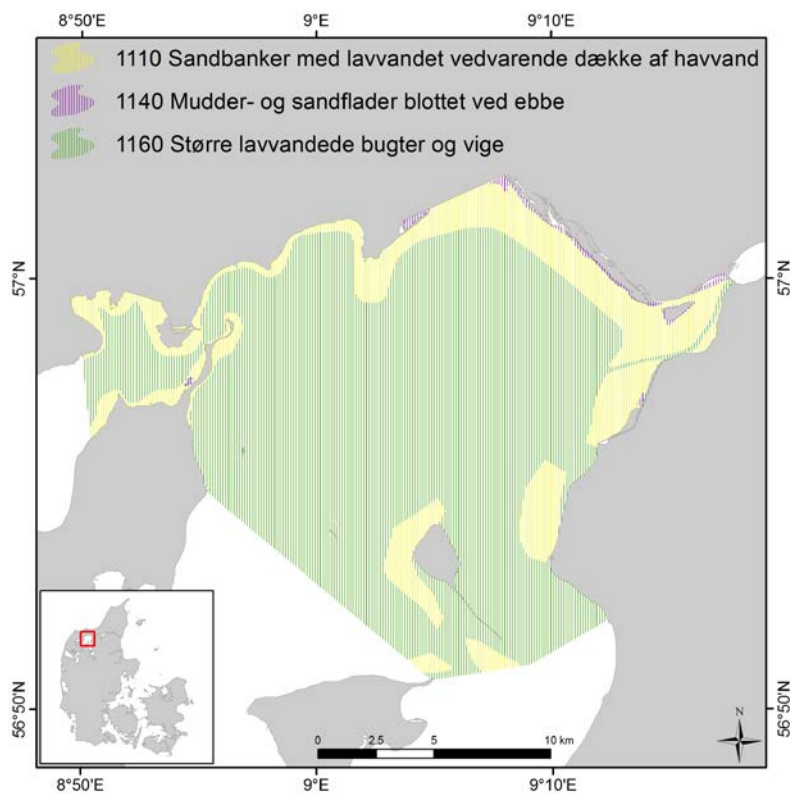
56	52	998	N	9	10	510	E
56	52	390	N	9	12	045	E
56	52	608	N	9	10	164	E
56	51	880	N	9	11	224	E



Figur 1. Det fiskbare område i H16 Løgstør Bredning. Fiskeri-forbudsområdet er skraveret sort. Det fiskbare område er på dybder over 5 m undtagen omkring Livø Tap og i Bjørnsholm Bugt, hvor dybdegrænsen er 6 m. Det fiskbare område i produktionsområderne 32 - 34 og 36 - 39 dækker et areal på 163,2 km² og udgør 52 % af den marine del af habitatområdet (316 km²). Ålegræskasserne ved Livø Tap og i Bjørnsholm Bugt anbefales af DTU Aqua til beskyttelse af ålegræs på 5 m i 2013.

4 Generelt om Løgstør Bredning

Produktionsområde 32-34 og 36-39 i Løgstør Bredning er udpeget som Natura 2000 område. Der indgår seks fuglearter i udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområdet F12 (Bilag 2 Udpegningsgrundlag for F12), hvoraf det kun er hvinanden, der fouragerer på muslinger. I Habitatområdet (Bilag 1 Udpegningsgrundlag for Habitatområde 16) indgår fire marine naturtyper i udpegningsgrundlaget, herunder Større lavvandede bugter og vige (1160), Sandbanker med lavvandet, vedvarende dække af havvand (1110) og Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140) med et areal på henholdsvis 250,7 km², 63,1 km² og 2,4 km² (Figur 2). Naturtypen Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140) ligger på så lavt vand, at det vurderes, at det ikke påvirkes af muslingefiskeri. Denne naturtype inddrages derfor ikke i nærværende konsekvensvurdering. Naturtypen Rev (1170) indgår i udpegningsgrundlaget. Der er ikke udarbejdet en arealmæssig afgrænsning af naturtypen, og i konsekvensvurderingen præsenteres en generel vurdering af muslingefiskeri på biogene rev.



Figur 2. Udbredelse af naturtyperne: Større lavvandede bugter og vige (1160), Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand (1110) og Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140). Konsekvensvurderingen omfatter kun de to første naturtyper, samt naturtypen Rev (1170), hvis udbredelse ikke er fastlagt.

DTU Aqua har med henblik på at vurdere mulige konflikter mellem det planlagte muslingefiskeri og målsætningen for Natura 2000 området vurderet og udtaget relevante uddrag fra Miljøministeriets Natura 2000 plan for Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg (Miljøministeriet 2011), se boks 1.

Boks 1

Relevante uddrag fra Natura 2000 plan 2010-2015 (Miljøministeriet 2011)

Trusler mod områdets naturværdier

Næringsstofbelastning. De marine områder er som resten af Limfjorden påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land. I de mest lavvandede områder resulterer det i masseopblomstring af enårige makroalger, der er med til at nedsætte ålegræssets fladeudbredelse. I områder med større vanddybde resulterer det i masseopblomstring af planteplankt, som dels medfører nedsat sigtddybde, hvilket reducerer dybdeudbredelsen af ålegræs og flerårige tangarter, og dels med mellemrum medfører tilfælde af iltsvind ved bunden. Bundfaunaens sammensætning og fødegrundlaget for sæler og flere fugle på udpegningsgrundlaget påvirkes negativt af disse forhold.

Forstyrrelser mod trækfugle, der raster på åbent vand, er en trussel i den periode, hvor de fælder deres svigfjer, og derfor ikke kan flyve. Forstyrrelse på ynglebiotoperne er en trussel for dværgterne.

Prædation og fiskeri. På sandbanker og i bugter kan fiskeri med bundslæbende redskaber være en trussel, idet der sker en fysisk ødelæggelse af denne naturtype, dels ved fjernelse af bundflora og bundlevende dyr, og dels ved fjernelse af hårbund, sten og skaller. På rev, inklusive biogene rev, er fiskeri med bundslæbende redskaber af samme årsag en trussel. Den konkrete geografiske afgrænsning af de biogene rev udestår endnu. NaturErhvervstyrelsen har oplysninger om fiskeri med større fartøjer i og omkring området. Dette fiskeri fremgår af Bilag 5 (red. se rapport), hvor fiskeriaktiviteterne i 2010 er vist for fiskefartøjer større end 15 m. Fiskeri er vurderet som en trussel mod havlampret, idet det kan medføre reduktion i bestanden af fiskene. Omfanget af det aktuelle fiskeri kendes ikke. For nogle fuglearter er fiskeri desuden vurderet som en trussel i nogle områder mod arternes levested, herunder fødegrundlaget.

Tilstand og bevaringsstatus/prognose

Prognosen er gunstig eller vurderet gunstig for:

- Spættet sæl, da bestanden er stor og forholdsvis stabil
- Trækfuglen sangsvane, da bestanden er stor og stabil og da egnede levesteder vurderes at være til stede.
- Trækfuglene pibeand og krikand, pga. stabile bestande.

Prognosen er ugunstig eller vurderet ugunstig for:

- De fire marine typer: Sandbanke, vadeblade, bugt og rev, på grund af for stor tilførsel af næringsstoffer fra oplandet og tilstødende havområder, forhøjede niveauer af miljøfarlige stoffer og invasive arter. Den marine type rev endvidere på grund af fiskeri med bundslæbende redskaber
- Ynglefuglen dværgterne pga. lille og meget sårbar bestand, bl.a. i forhold til forstyrrelse og prædation i yngletiden

Prognosen er ukendt for:

- Havlampret, stor vandsalamander og damflagermus på grund af for spinkelt datagrundlag.
- Trækfuglene hvinand og toppet skallesluger, på grund af mangelfuldt vidensgrundlag.

Målsætning

Overordnet målsætning for Natura 2000-området

Baggrund for overordnet målsætning:

I Natura 2000-området er der fokus på de mange yngle- og trækfugle, som især har deres levesteder i områdets vådområder og de store marine områder. Af udpegningsgrundlagets fugle sættes der specielt fokus på de truede ynglefugle almindelig ryle, brushane, plettet rørvagtel, dværgterne og sortterne, samt de sjældne (få forekomster) trækfugle skestork og pomeransfugl og ynglefuglen dværgmåge. Hertil kommer trækfugle-

ne pibesvane, sangsvane, kortnæbbet gås, grågå, sædgå, pibeand og krikand som er nationale ansvarsarter. I området er der endvidere fokus på den nationale ansvarsart damflagermus, og den store bestand af spættet sæl.

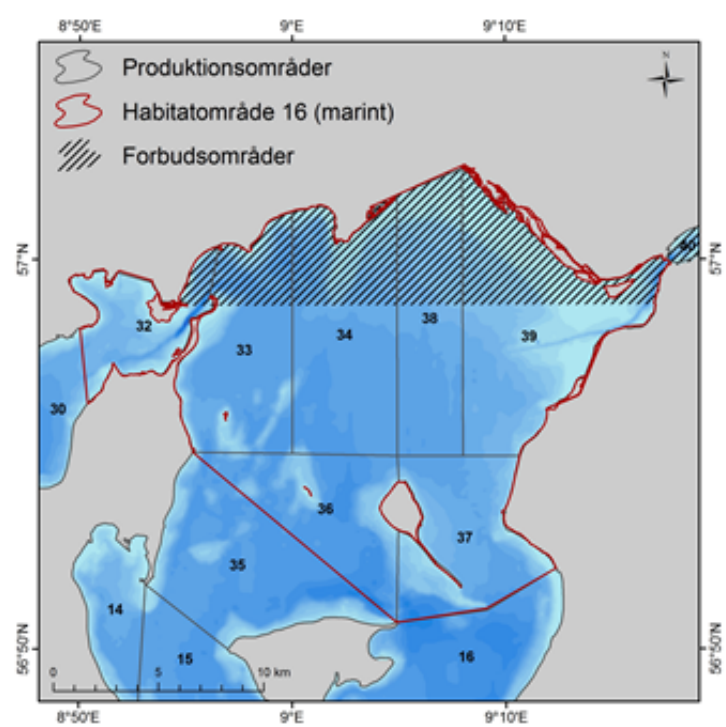
Det overordnede mål for Natura 2000-området er: at naturtyper og arter på udpegningsgrundlaget opnår gunstig bevaringsstatus. Målet er, at området udgør et stort sammenhængende naturområde med fjorden, vådområderne og kystskrænterne som vidstrakte og sammenhængende forekomster, der rummer velegnede levesteder for områdets eng-, hav- og kystfugle samt sæler.

Limfjordens marine naturtyper samt fersk- og brakvandssøer i området sikres god vandkvalitet.

Konkrete målsætninger for naturtyper og arter:

Der opstilles følgende konkrete målsætninger, som fastlægger de langsigtede mål for naturtyper og arter i Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg:

- Naturtyper og arter skal have en gunstig bevaringsstatus.
- For naturtyper og arter uden tilstandsvurderingssystem og/eller med en ukendt prognose er målsætningen gunstig bevaringsstatus. Det betyder, at tilstanden og det samlede areal af levestederne for områdets udpegede arter stabiliseres eller øges, således at der er grundlag for nedennævnte bestandstal eller – for arter uden bestandstalsmål – grundlag for tilstrækkelige egnede yngle- og fourageringsområder.
- Tilstanden og det samlede areal af levestederne for ynglefuglene sikres stabile eller i fremgang. Der sikres et passende antal delområder med tilstrækkeligt egnede yngle- og fourageringssteder, som grundlag for ynglende bestande på ca. (red. se tabel i rapport)



Figur 3. Kort over Løgstør Bredning, der viser Natura 2000 område 16, som inkluderer F12 og H16. Derudover er produktionsområder for muslingefiskeri og forbudsområde for fiskeri angivet.

4.1 Forvaltningen af muslingefiskeriet

Fiskeriet på blåmuslinger i Limfjorden er reguleret af bekendtgørelse nr. 155 af 07/03/2000 og bekendtgørelse nr. 840 af 20/07/2006. Udover de lovmæssige reguleringer har Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri fastlagt en muslingepolitik, der blev offentliggjort primo juli 2013. Politikken bygger på, at muslinge-produktion skal være bæredygtig og leve op til EU's miljødirektiver.

Muslingeskrab i Natura 2000 områder skal forvaltes efter følgende målsætninger:

- Det skal være i overensstemmelse med Habitatdirektivets bestemmelser og irreversible skader på stenrev skal undgås.
- Forvaltningen skal være adaptiv og tage den bedst tilgængelige videnskabelige viden i anvendelse.
- Der skal ske en videreudvikling af forvaltningen med fokus på arealpåvirkning.

Samlet set er det politikken mål at mindske påvirkningen af miljøet.

I forbindelse med politikken implementering skal Fødevareministeriet opstille kriterier for udarbejdelse af videnskabelige konsekvensvurderinger inden et fiskeri i Natura 2000 områder kan tillades. Dette skal ske for at kunne gennemføre en videnskabelig underbygget vurdering af muslingeskrabs betydning for Natura 2000 områders integritet. I den forbindelse skal der lægges vægt på:

- Bæredygtig muslingekvote
- Nultolerance for påvirkning af ålegræs i forhold til vandplanernes mål for udbredelse. Vanddybden hvorfra fiskeri må foregå justeres efterhånden som betingelserne for ålegræssets potentielle udbredelse forbedres ved bedre sigtddybde.
- Nultolerance for påvirkning af stenrev og biogene rev.

- Acceptabel påvirkning af bundfauna.
- Acceptabel mængde landinger af sten.
- Bæredygtig påvirkning af havpattedyr og fugle og andre beskyttelsesværdige arter.

Fødevareministeriet vil derudover udvikle en forvaltning med fokus på kumulativ arealpåvirkning fra muslingefiskeriet. Den maksimale kumulative påvirkning måles således på en række økosystemkomponenter (muslingebestand, forekomst af ålegræs, makroalger og bundfauna) baseret på kriterierne for beskrivelsen af marine naturtypers bevaringsstatus. Det maksimale niveau for acceptabel arealpåvirkning fastsættes til 15 % i 2013, dog således at ålegræsset ikke må påvirkes (arealpåvirkning = 0).

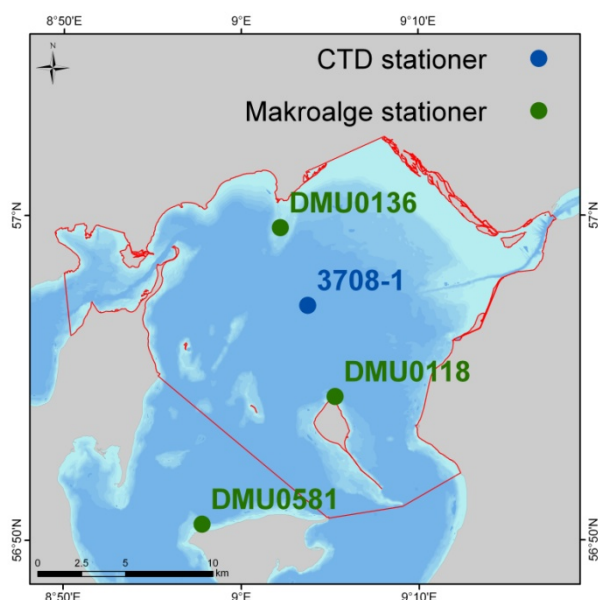
Hertil kommer vilkår med det formål at sikre den rette balance mellem fiskeri og miljø, som Fødevareministeriet har formuleret, og som især omhandler udøvelsen af fiskeriet. Kriterier, der vil ligge til grund for evt. tilladelser, vil være:

- Kumulativ effekt af tidligere sæsoners muslingefiskeri i form af arealpåvirkning.
- Mængden af ilandbragte sten, antallet af fartøjer pr produktionsområde mv.
- Påvirkning fra andre menneskelige aktiviteter som i samspil med muslingefiskeri påvirker udpegningsgrundlaget kumulativt.
- Udbredelsen af iltsvind af specifik betydning for muslingebestanden og dermed kvoten.

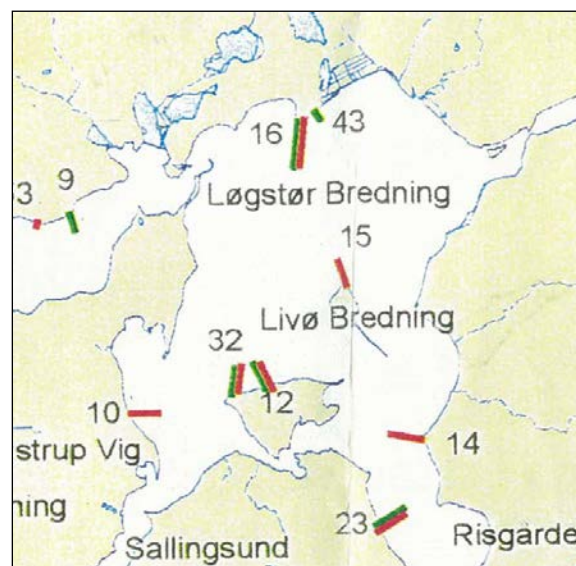
Målsætninger og forvaltningsprincipper for muslingefiskeriet vil blive evalueret.

5 Datagrundlag for konsekvensanalysen

Nedenfor præsenteres de data, der er tilgængelige for Natura 2000 området i Løgstør Bredning (H16). Data for områdets miljøtilstand er primært indsamlet fra åbne kilder og inkluderer historiske undersøgelser, data fra Naturstyrelsens overvågning (NOVANA-programmet) samt DTU Aquas egne data. Naturstyrelsen har på en række faste stationer og transekter gennemført indsamling af data i forbindelse med de marine overvågningsprogrammer (Figur 4 og Figur 5), som er tilgængelig i DMU's databaser (nu DCE) samt i faglige rapporter. Data for monitoringen af makroalger og ålegræs er indhentet direkte fra Naturstyrelsen Vestjylland. DMUs stationer og faste transekter er i de fleste tilfælde identiske (f.eks., DMU0136 = Transekt 16), men er angivet separat i Figur 4 og Figur 5, da det i Figur 5 også angives, hvor der måles makroalger, og hvor der måles ålegræs. DTU Aqua har gennemført bestandsundersøgelser af blåmuslinger i området, hvert år med få undtagelser, i perioden 1993 - 2013.



Figur 4. Målestationer placeret i Løgstør Bredning anvendt i miljøovervågningen og prøvetaget af Naturstyrelsen og DMU. Ved station 3708-1 foretages bl.a. målinger af temperatur, ilt, salinitet, sigtddybde og sedimentforhold, mens der ved stationerne DMU0136, DMU0118 og DMU0581 foretages målinger af ålegræs og makroalger.



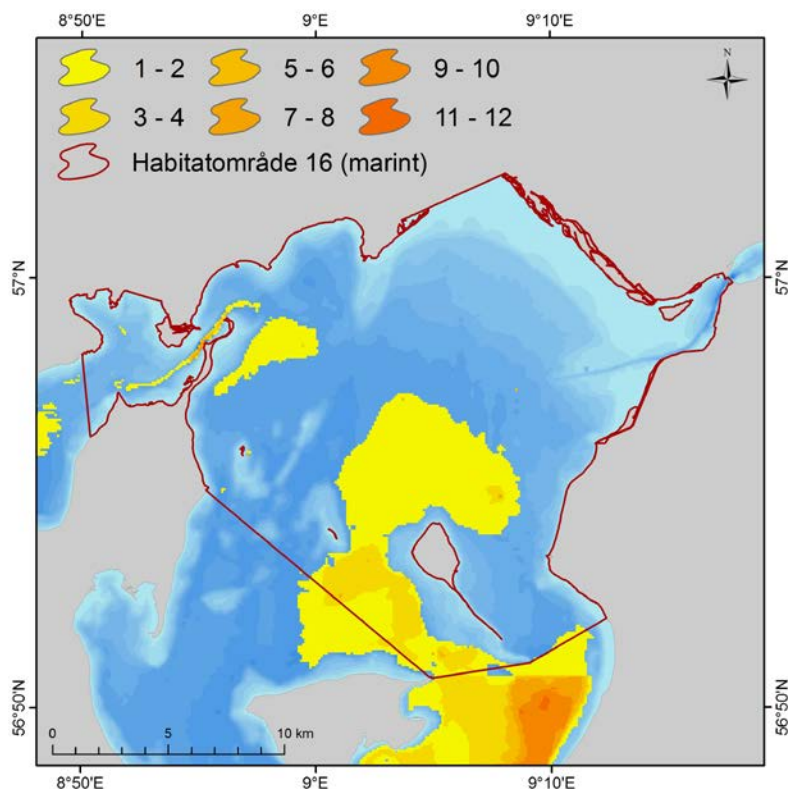
Figur 5. Transekter/stationer for monitoringen af ålegræs og makroalger i miljøovervågningen foretaget af Naturstyrelsen og DMU. Faste transekter for makroalger er angivet med rød og transekter for ålegræs er angivet med grøn.

5.1 Iltforhold

Iltindholdet i Limfjorden er siden 1988 blevet målt af miljøcentrene i Ringkøbing og Aalborg på en række faste stationer, herunder også i Løgstør Bredning. I sommeren 2013 er der indtil videre blevet målt iltvind eller kraftigt iltvind i dele af Løgstør Bredning i ugerne 28 og 31. Iltsvindet var fortrinsvis lokaliseret lige nord for Livø (iltvind) samt i den sydlige del af bredningen nord for Riisgårde Bredning (enkelte tilfælde af kraftigt iltvind).

På Figur 6 er hyppigheden af kraftigt iltvind, der kan forventes at påvirke bestanden af blåmuslinger negativt, i Løgstør Bredning i årene 1993 - 2012 vist. Som det fremgår af figuren er det primært de sydlige om-

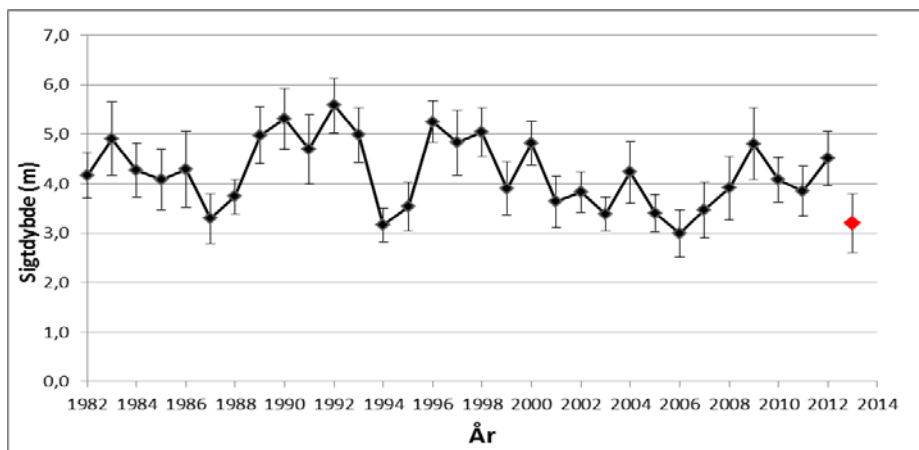
råder, der er blevet ramt af iltsvind, mens den nordlige del kun i begrænset omfang er blevet udsat for iltsvind eller kraftigt iltsvind.



Figur 6. Hyppigheden af kraftigt iltsvind, der kan forventes at påvirke bestanden af blåmuslinger negativt, i Løgstør Bredning i årene 1993 - 2012. Data baserer sig på Naturstyrelsens observationer på deres iltsvindstogter. Kraftigt iltsvind er defineret som <20 % iltmætning i 2 uger eller <10 % mætning i 1 uge.

5.2 Sigtdybde

Siden slutningen af 1970'erne er sigtdybden i Limfjorden blevet målt på faste stationer af amter/miljøcentre/Naturstyrelsen. Af disse ligger én station (Nr. 3708-1) inden for Natura 2000 området i Løgstør Bredning, hvorfra der findes målinger af sigtdybden siden 1982. Sigtdybden varierer i løbet af året, med den højeste sigtbarhed i vintermånederne og den laveste i forårmånederne. Figur 7 viser den gennemsnitlige sigtdybde i perioden 1982 - 2013 fra marts til oktober, som svarer til vækstperioden for ålegræs og makroalger, og derfor udgør den periode sigtdybden har betydning for væksten af ålegræs (Nielsen et al 2002).



Figur 7. Den gennemsnitlige sigtdybde (± 2 S.E) i perioden marts - oktober ved målestation 3708-1 i perioden 1982 - 2012. Gennemsnittet er beregnet ud fra målinger foretaget hver måned over hele året ($n = 8 - 35$ per år). For 2013 er målinger fra marts til juli medtaget (Kilde: DMU MADS og Naturstyrelsen Vestjylland).

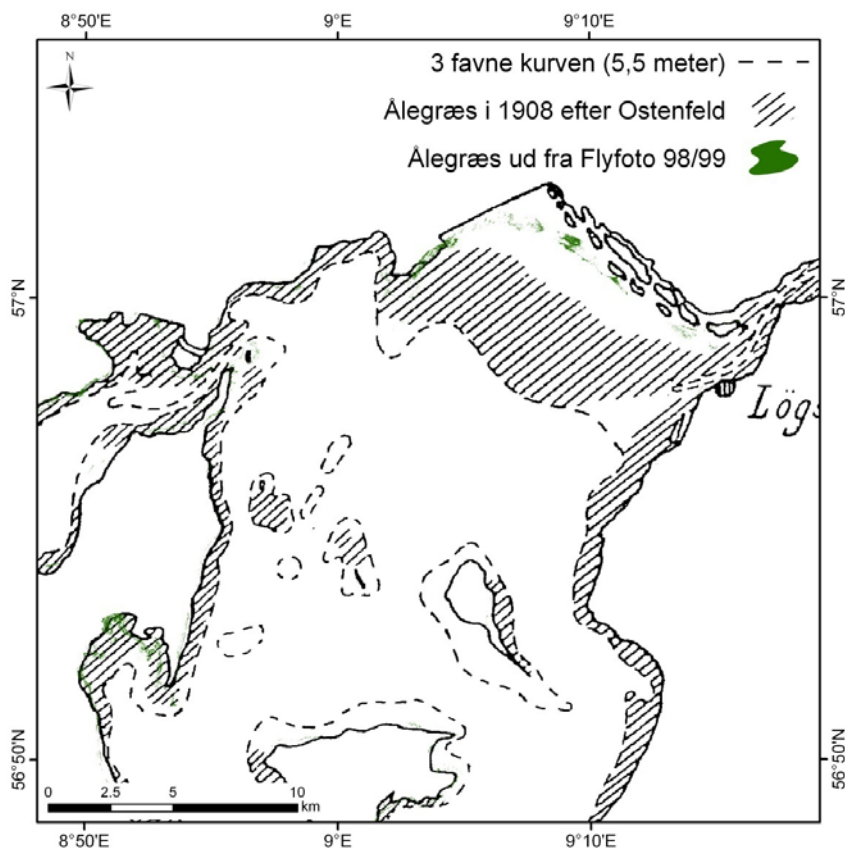
Figuren viser, at sigtdybden i perioden 1982 - 2013 svinger mellem 3 og 5,5 m. I 2013 har DTU Aqua medtaget data fra marts til juli måned. Den gennemsnitlige sigtdybde fra marts til juli er i 2013 $3,2 \text{ m} \pm 1,1 \text{ m}$ (gennemsnit \pm standardafvigelse) sammenlignet med $4,0 \text{ m} \pm 1,2 \text{ m}$ i samme periode i 2012 (data Naturstyrelsen Vestjylland). Sigtdybden er således faldet i forhold til 2012.

5.3 Ålegræs

5.3.1 Historiske ålegræsundersøgelser

I starten af forrige århundrede undersøgte Ostenfeld og Petersen udbredelsen af ålegræs i danske farvande (Ostenfeld 1908). Disse undersøgelser viste, at ålegræsset i 1908 var udbredt ud til 3 favne, svarende til ca. 5,5 m dybde i Løgstør Bredning (Figur 8). Den beskrevne udbredelse kan i princippet betragtes som en upåvirket referencestatus for Løgstør Bredning, om end der skal tages forbehold for metoder og dybdeopmålinger.

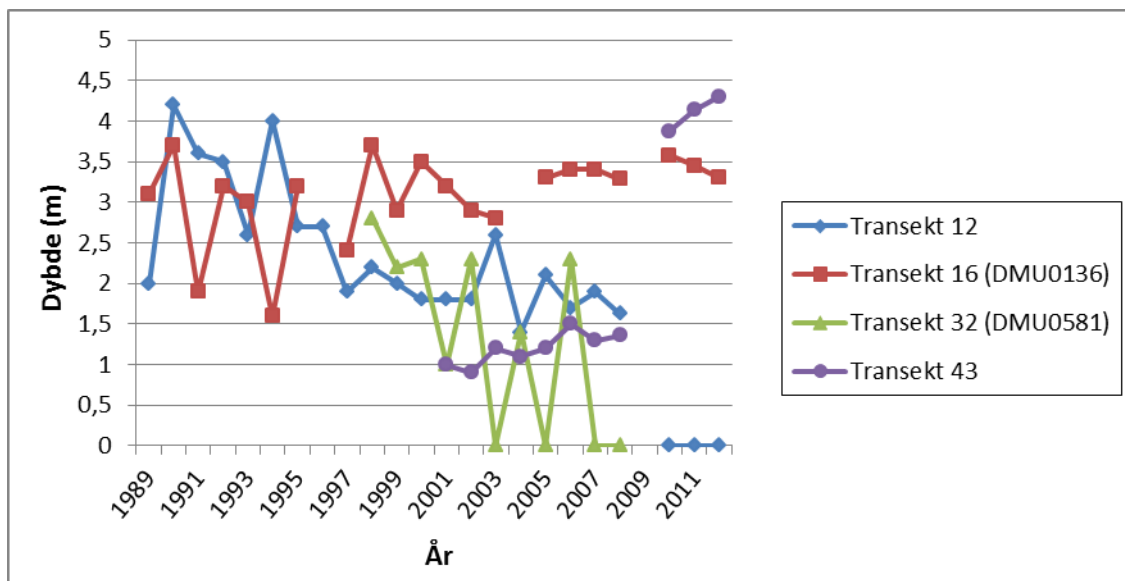
I 1998/99 blev udbredelsen af ålegræs estimeret ved hjælp af flyfotos taget ved overflyvninger af Limfjorden. Dybdeudbredelsen observeret her er angivet i Figur 8. Det skal bemærkes, at det kun er bevoksninger af en vis tæthed og udbredelse, der kan ses på flyfotos. Ålegræsbevoksninger ved den maksimale dybdeudbredelse vil være spredte og tynde, og derfor vil brugen af flyfotos underestimere dybdegrænsen for ålegræs i et område.



Figur 8. Historisk udbredelse af ålegræs baseret på undersøgelser af Ostenfeld (1908) (angivet med sort skravering). Endvidere er ålegræssets udbredelse i 1998/99 målt vha. flyfotos vist (Kilde: DMU, angivet med grønt).

5.3.2 Data fra Naturstyrelsen

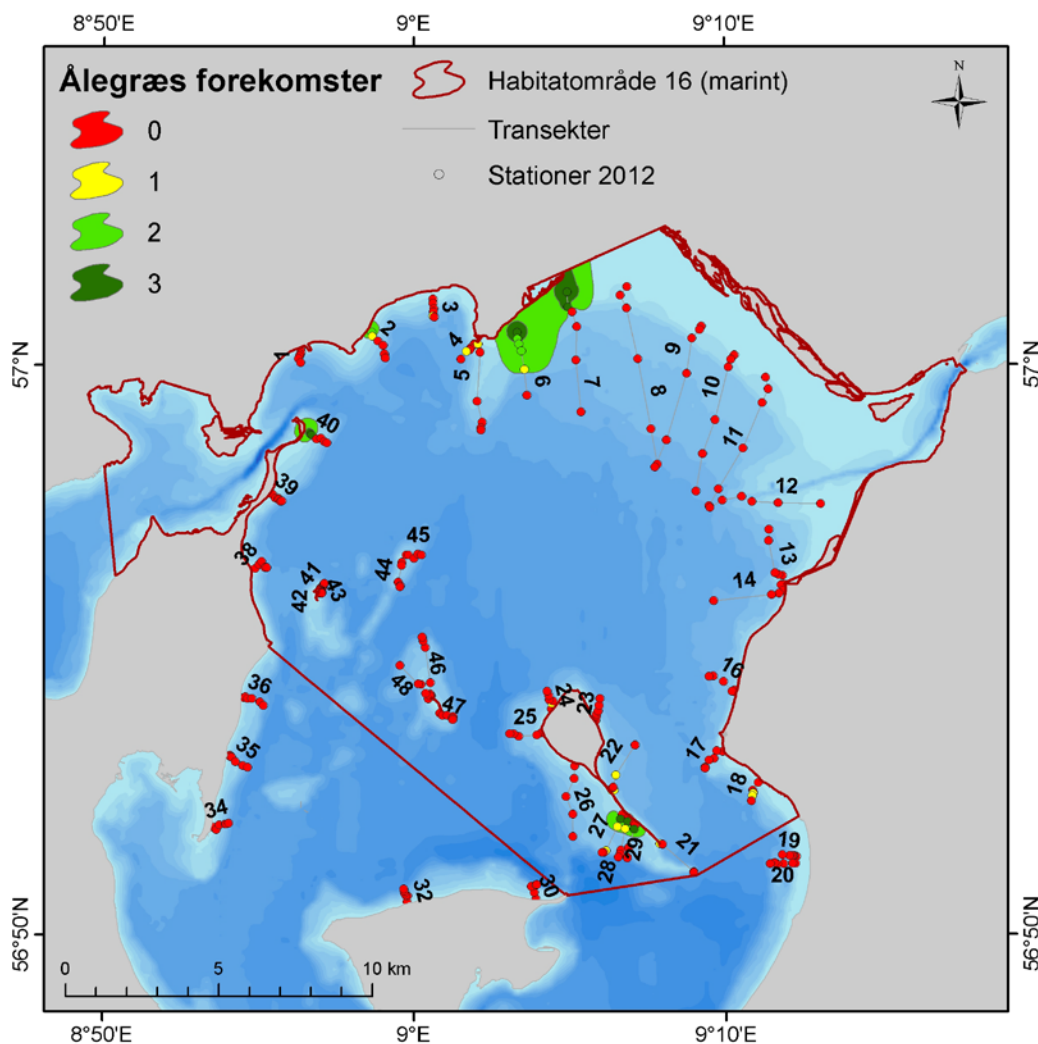
Figur 9 viser dybdeudbredelsen af ålegræs i Limfjorden, der i en årrække (1989 - 2012) er blevet monitoreret på en række faste transekter af de tidligere amter, nuværende Naturstyrelsen, se placeringen af de enkelte transekter på Figur 4 og Figur 5. Den maksimale dybdegrænse for ålegræs i Løgstør Bredning i 2012 var henholdsvis 4,3, 3,3 og 0 m på transekt 43, 16 og 12. Transekt 32 blev ikke monitoreret i 2012.



Figur 9. Dybdeudbredelse for ålegræs i Løgstør Bredning på transektterne 12, 16, 32 og 43. Transekt 16 og 43 ligger i den nordlige del af Natura 2000 området, hvor der er lukket for fiskeri, og sjældent forekommer iltsvind. Transekt 12 og 32 ligger udenfor Natura 2000 området, hvor der kan fiskes muslinger, og hvor der regelmæssigt forekommer iltsvind (Naturstyrelsen Vestjylland, 2012). Transekt 32 blev ikke blevet monitoreret siden 2008.

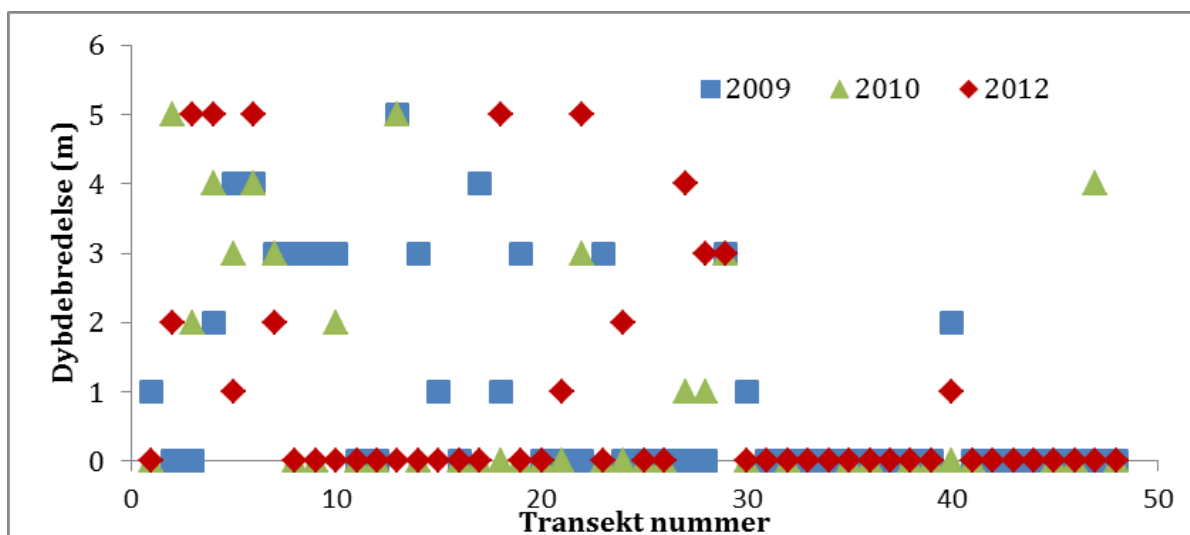
5.3.3 Data fra DSC og DTU Aqua

Dansk Skaldyrcenter (DSC) og DTU Aqua har i sommeren 2012 (Juni - September) foretaget en omfattende monitorering af ålegræsset i Løgstør Bredning. I løbet af perioden blev der på 44 transekter foretaget videomonitorering på 6 dybder: 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m. På hver dybde langs transektet blev en videoslæde monteret med et HD videokamera trukket ca. 90 m parallelt med kysten langs dybdekonturen. Efterfølgende blev videooptagelserne analyseret og kategoriseret for tilstedeværelse af ålegræs i følgende kategorier: 3) sammenhængende ålegræsbede, 2) mindre spredte ”klumper” af ålegræs og 1) enkeltstående frøspirede planter. Forekomsterne blev herefter interpoleret til at visualisere den mest sandsynlige rumlige fordeling i Løgstør Bredning. Interpolationen giver mulighed for at sandsynliggøre potentielle forekomster af ålegræs i sammenhængende områder. I Figur 10 er sammenhængende bede vist med mørkegrønt og klumpede forekomster med lysere grønt. Enkeltstående frøspirede planter er udelukkende vist som punkter, da deres overlevelse er meget begrænset og svær at forudsige. Forekomst af frøspirede planter indgår dog i den maksimale dybdeudbredelse af ålegræs i Løgstør Bredning (Figur 11).



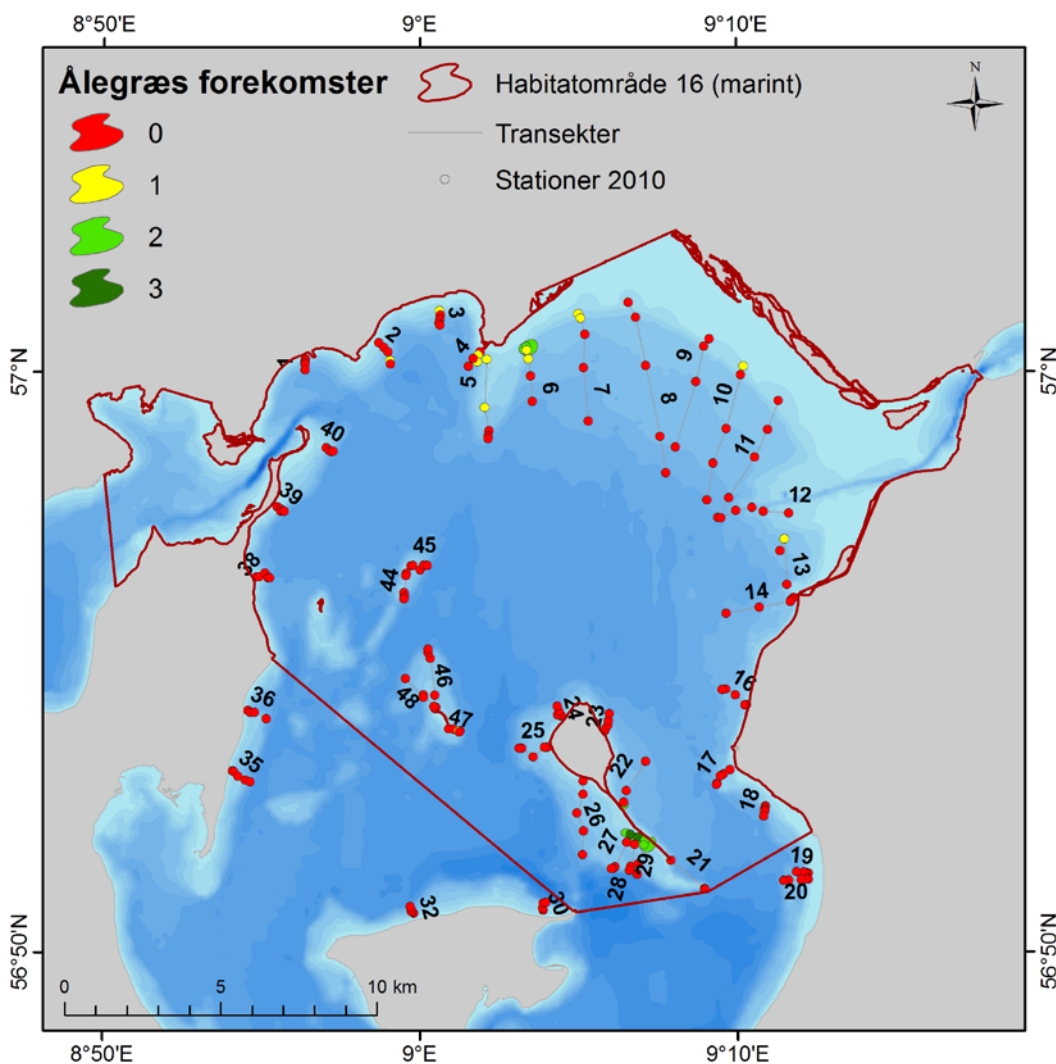
Figur 10. Dækningsgraden af ålegræs på 44 transekter i Løgstør Bredning i 2012, hver bestående af 6 positioner på vanddybderne 1, 2, 3, 4, 5, og 6 m, baseret på følgende kategorier af forekomst: Dækningsgrad 0 = Ålegræs er ikke observeret; 1 = enkeltstående frøspirede planter (kun vist som punkter); 2 = levende grønt ålegræs i isolerede mindre "klumper"; 3 = tætte sammenhængende ålegræsbede. Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hvert transekt. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer i én meters intervaller. For hver position blev der monitoreret ca. 90 m havbund. Billedbredden på videokameraet var 50 cm.

På 16 % af transekterne på 1 m vanddybde blev der fundet ålegræs i en af de tre kategorier (1 - 3). På 3 m vanddybde blev der fundet ålegræs på 9 % af transekter, på 4 m blev der fundet ålegræs på 7 % af transekterne og på 5 m vanddybde var det på 11 % af transekterne. På 5 m var der udelukkende tale om enkeltstående frøspirede planter. Maksimal dybdeudbredelse af ålegræs er følgelig 5 m og det gælder udelukkende for frøspirede planter med ringe chance for overlevelse (Valdemarsen et al 2009).



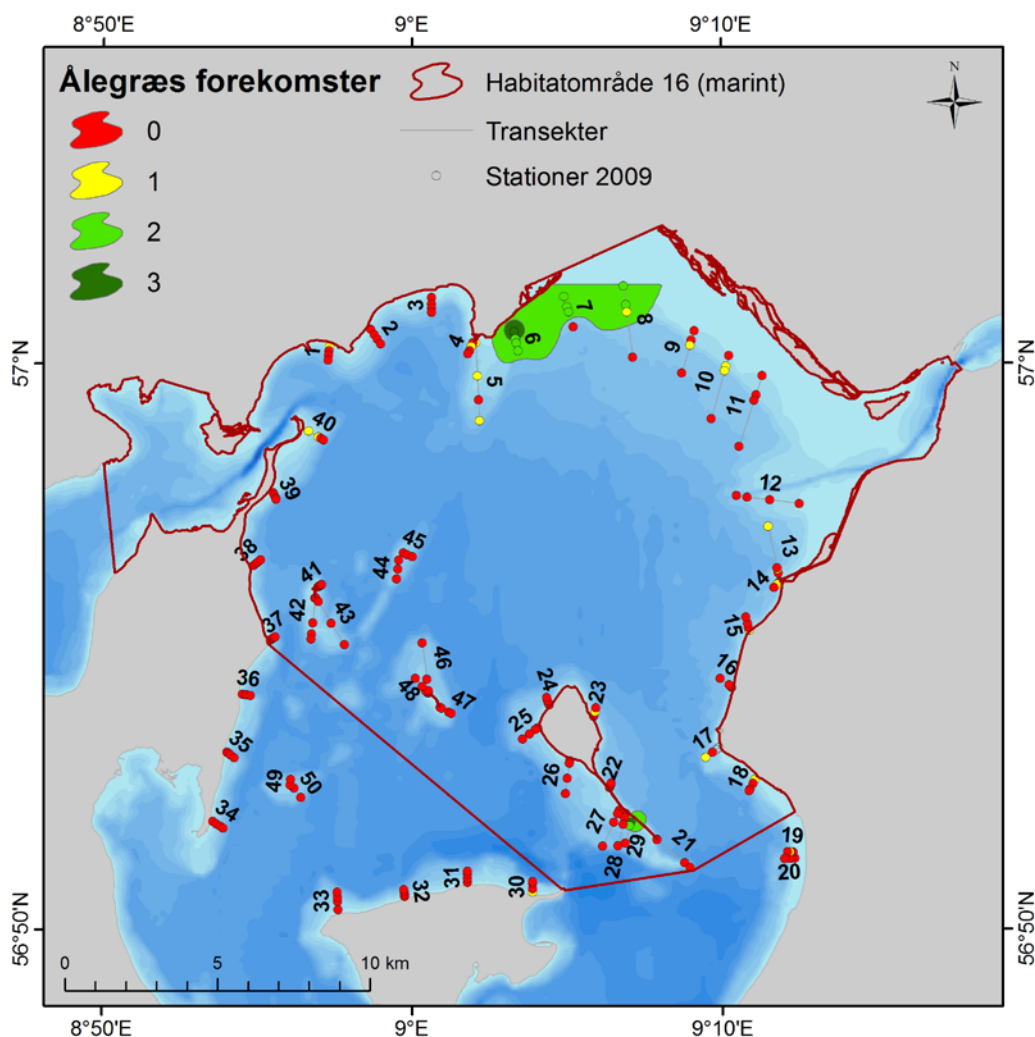
Figur 11. Observeret maksimal dybdeudbredelse af ålegræs i Løgstør Bredning i 2009, 2010 og 2012 på 40 - 50 transekter. Transekternes placering i Løgstør Bredning er vist på Figur 10.

DTU Aqua og DSC har foretaget tilsvarende monitoringer i 2010 (40 transekter, 2 - 6 m) og 2009 (50 transekter, 1 - 4 m), dog indsamlet på et senere tidspunkt (november - december) med brug af videokamera med dårligere billedkvalitet og med knap så detaljeret oparbejdning af data (Poulsen et al 2010, Christoffersen et al 2012). I undersøgelserne fra 2009 og 2010 blev forekomsten af ålegræs inddelt i 4 kategorier, hvoraf én var tilstedeværelse af enkelte, helt eller delvist visnede strå. En efterfølgende re-analyse af videomaterialet har godtgjort, at denne kategori alene dækker over visnende, ikke rodfæstede blade der er sekundært begravet i muddret og derfor ikke kan betragtes som værende levende ålegræs. I Figur 12 og Figur 13 er de re-analyserede data for henholdsvis 2010 og 2009 vist på tilsvarende vis som for 2012.



Figur 12. Dækningsgraden af ålegræs på 40 transekter i Løgstør Bredning i 2010, hver bestående af 5 positioner på vanddybderne 2, 3, 4, 5 og 6 m, baseret på følgende kategorier af forekomst: Dækningsgrad 0 = Ålegræs er ikke observeret; 1 = enkeltstående frøspirede planter (kun vist som punkter); 2 = levende grønt ålegræs i isolerede mindre "klumper"; 3 = tætte sammenhængende ålegræsbede. Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hvert transekt. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer i én meters intervaller. For hver position blev der monitoreret ca. 100 m havbund.

Ålegræsset i Løgstør Bredning har baseret på disse studier haft varierende udbredelse. I 2009 var den maksimale dybdeudbredelse 4 m og på denne vanddybde var der ålegræs på 60 % af transekterne. Det skal i denne sammenhæng bemærkes, at der kun blev målt ud til 4 m dybde og at ålegræsset med stor sandsynlighed også forekom på større vanddybder i 2009. I 2010 var den maksimale dybdeudbredelse 5 m med en forekomst på denne dybde på 7,5 % af transekterne. På 4 m var der i 2010 forekomst af ålegræs på 5 % af transekterne. Reduktionen i ålegræsudbredelsen mellem 2009 og 2010 på 4 m kan skyldes flere faktorer herunder to hårde vintre, iltsvind, variation i vegetativ formering og frøspirring med videre.



Figur 13. Dækningsgraden af ålegræs på 50 transekter i Løgstør Bredning i 2009, hver bestående af 4 positioner på vanddybderne 1, 2, 3, og 4 m, baseret på følgende kategorier af forekomst: Dækningsgrad 0 = Ålegræs er ikke observeret; 1 = enkeltstående frøspirede planter (kun vist som punkter); 2 = levende grønt ålegræs i isolerede mindre ”klumper”; 3 = tætte sammenhængende ålegræsbede. Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hvert transekt.

5.4 Makroalger

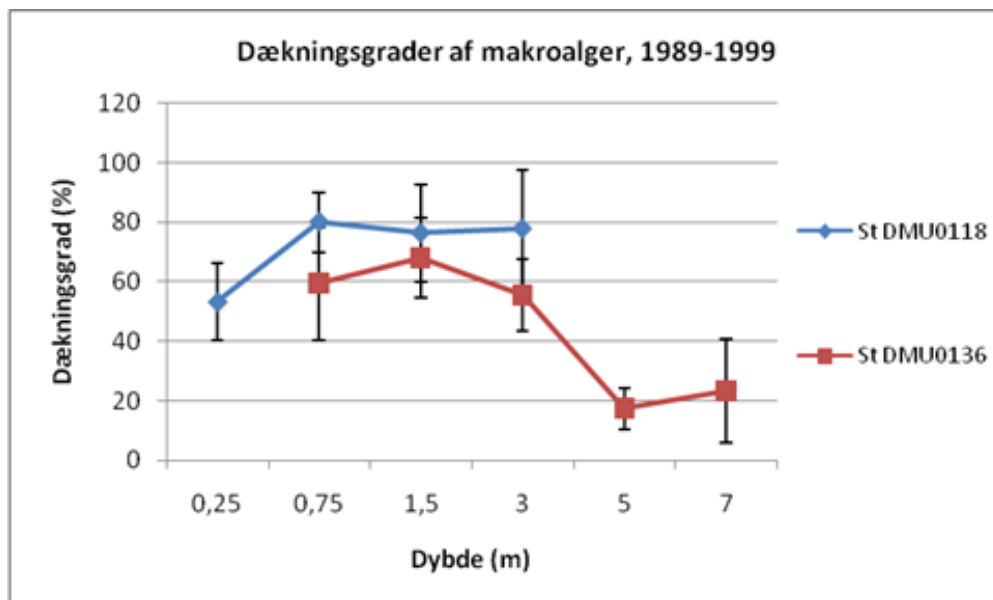
5.4.1 Data fra Naturstyrelsen

Dækningsgraden og dybdeudbredelsen af makroalger i Limfjorden er i en årrække blevet monitoreret på en række faste transekter og stationer af de tidligere amter og miljøcentre (1989 - 2007) (Figur 4 og Figur 5). Naturstyrelsen Vestjylland foretog ikke vegetationsundersøgelser i Løgstør Bredning i 2009, og databaseproblemer har hindret, at DTU Aqua kunne få data for 2012.

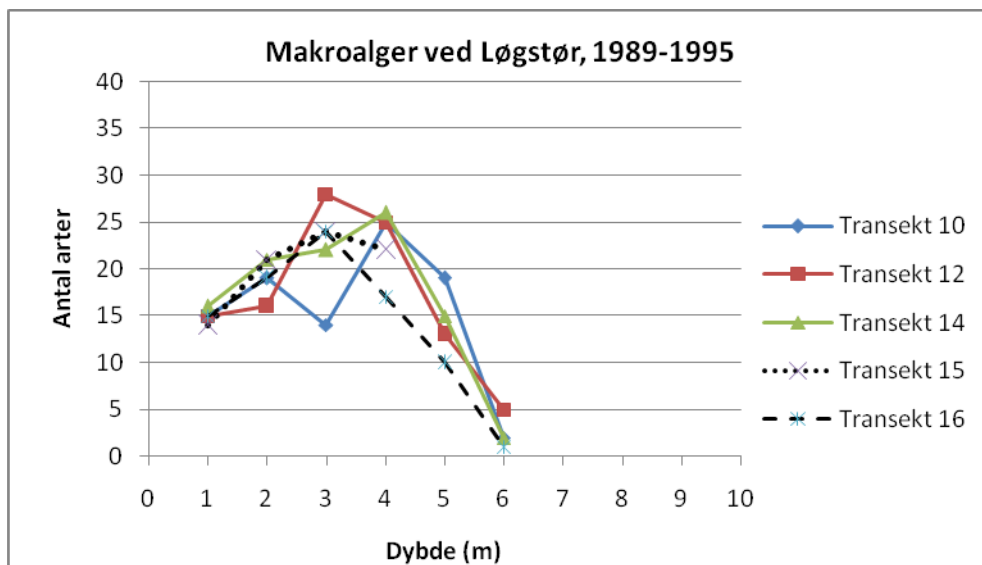
Dækningsgrader af makroalger i Løgstør Bredning er monitoreret på transekterne 10, 12, 14, 15 (= DMU0118) og 16 (= DMU0136) (se Figur 4 og Figur 5). Data for algernes dækningsgrad i perioden 1989 - 1999 er vist i

Figur 14, mens forekomsten af algearter som funktion af dybden i perioden 1989 - 2007 er vist i Figur 15- Figur 17.

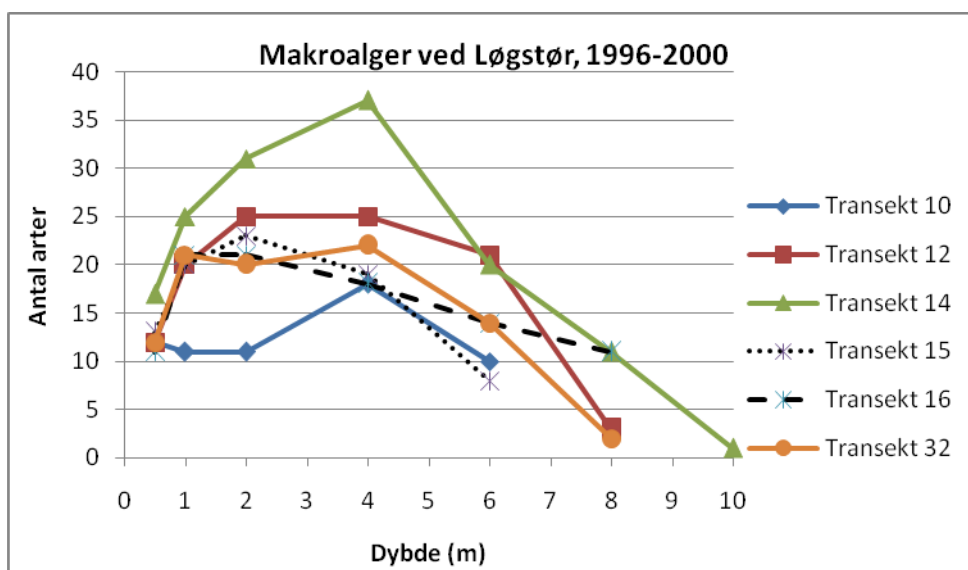
Der er observeret makroalgearter ud til maksimalt 10 m dybde i perioden 1996 til 2000 på transekt 14 og 8 m på transekt 12, 16 og 32. Dybdegrænsen for makroalger i Løgstør Bredning er ukendt, idet den maksimale dybdegrænse ikke monitoreres af Naturstyrelsen.



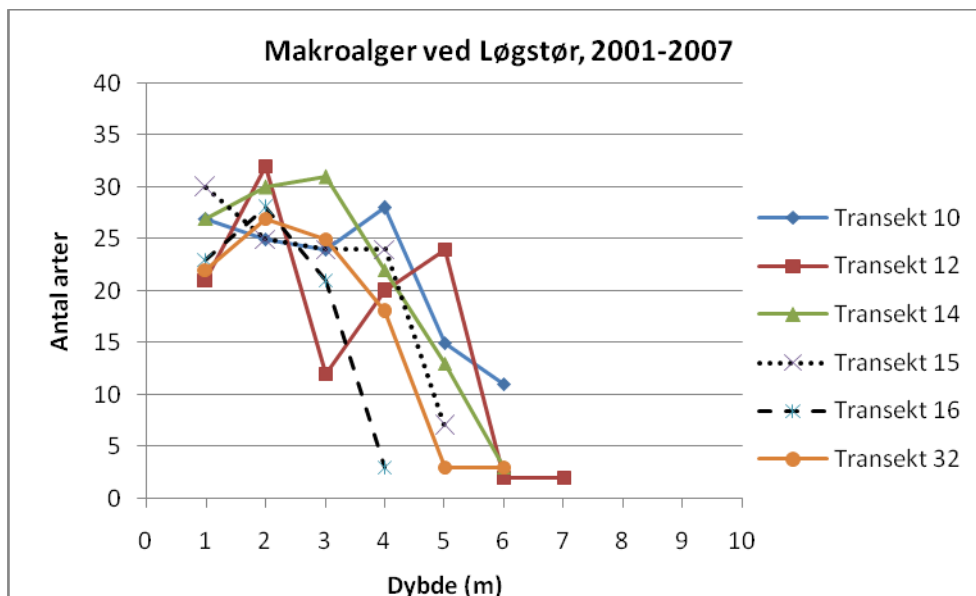
Figur 14. Gennemsnitlige dækningsgrader ($\pm 2S.E.$) af makroalger som funktion af vanddybde i perioden 1989 - 1999, på de to stationer DMU0118/Transekt 15 og DMU0136/Transekt 16 (DMU MADS 2009). Station DMU0118 ligger i et område der er åbent for muslingefiskeri (nordkysten af Livø) og station DMU0136 ligger i den nordlige del af Løgstør Bredning, der er lukket for muslingefiskeri.



Figur 15. Forekomst af makroalgearter i Løgstør Bredning som funktion af dybde i perioden 1989 - 1995 (Naturstyrelsen Vestjylland 2009).



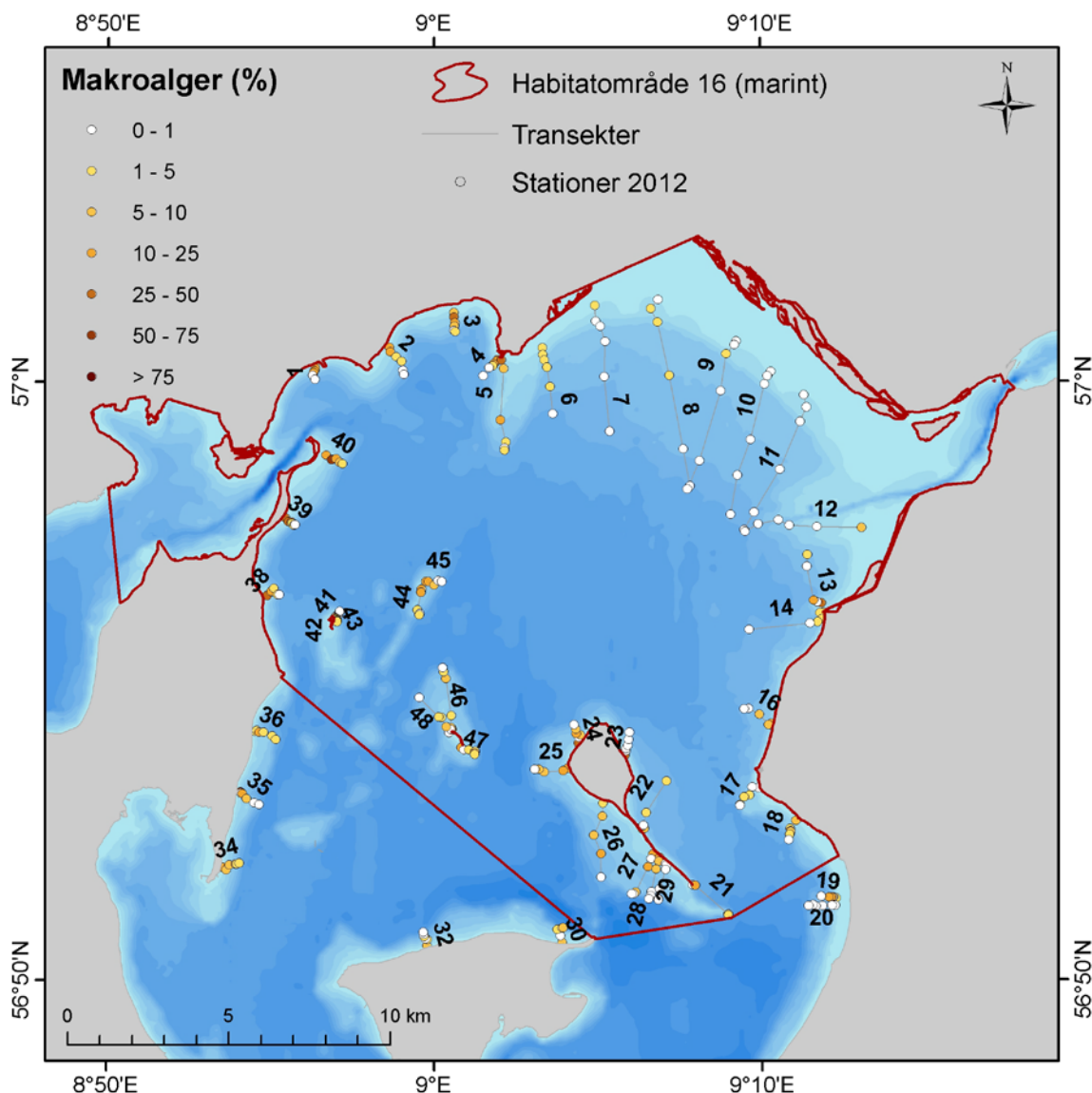
Figur 16. Forekomst af makroalgearter i Løgstør Bredning som funktion af dybde i perioden 1996 - 2000 (Naturstyrelsen Vestjylland 2009).



Figur 17. Forekomst af makroalgearter i Løgstør Bredning som funktion af dybde i perioden 2001 - 2007 (Naturstyrelsen Vestjylland 2009).

5.4.2 Data fra DSC og DTU Aqua

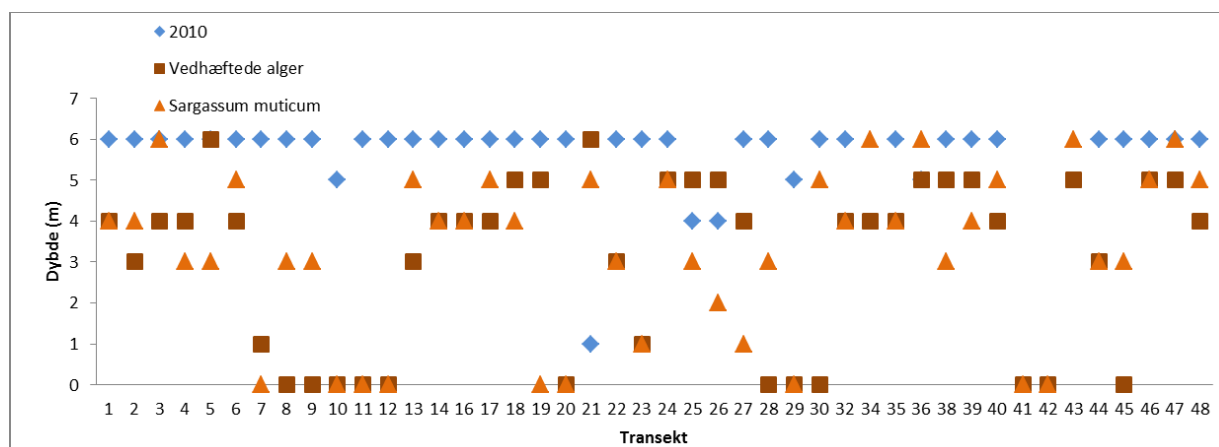
Dansk Skaldyrcenter/DTU Aqua gennemførte i sommeren (juli-september) 2012 en omfattende kortlægning af makroalgeforekomster i Løgstør Bredning. Der blev udlagt 44 transekter, hvor der på hver af dybderne 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m (stationerne er vist i Figur 18) blev trukket en slæde påmonteret et HD videokamera ca. 90 m langs dybdekonturen og fortrinsvis parallelt med kysten. Efterfølgende blev videooptagelserne analyseret for tilstedeværelse af makroalger og makroalgernes sammensætning i de overordnede grupper: Rødalger (minus skorpeformede rødalger), skorpeformede alger, brunalger (minus sargassotang), sargassotang, opportunistiske brunalger og opportunistiske grønalger.



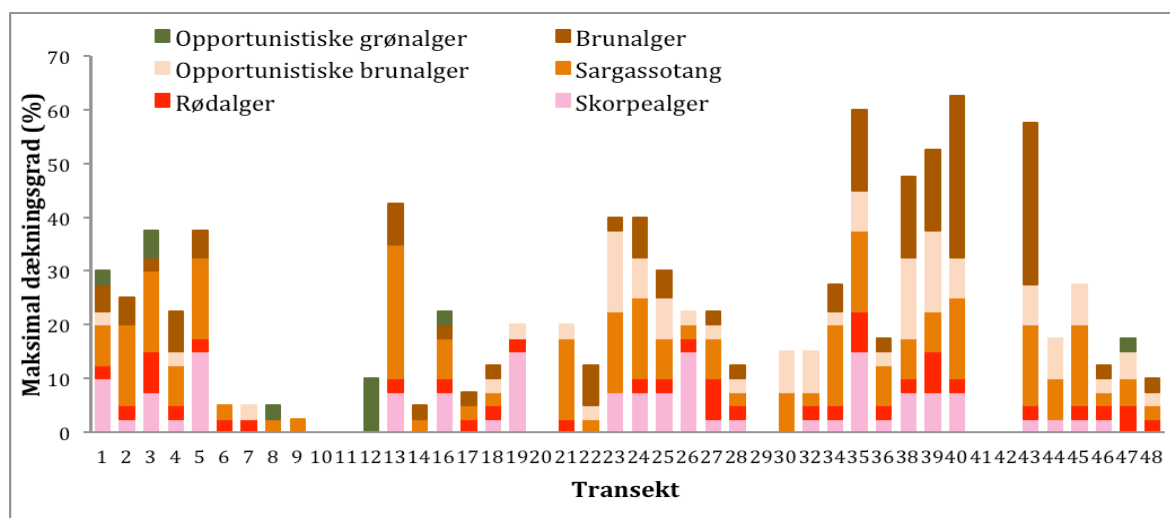
Figur 18. Udbredelsen af makroalger i Løgstør Bredning i juni - september 2012. Farvekoden angiver dækningsgrader i intervaller på punkter ved 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m dybde langs 44 transekter. Figuren er lavet på baggrund af observationer fra videomonitoring i Løgstør Bredning. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer med skift for hver meter. For hver position blev der monitoreret ca. 90 m havbund parallelt med kysten.

I 2012 blev der fundet makroalger på 86 % af transekterne. Der blev fortrinsvis fundet makroalger på lavt vand, men max. dybdeudbredelse var 6 m, hvor der blev fundet makroalger på 18 % af transekterne. Makroalger fundet på 6 m var fortrinsvis den invasive sargassotang, men på 2 transekter blev der endvidere fundet ikke-invasive, fastsiddende makroalger. Det skal bemærkes, at maksimal dybdeudbredelse i Løgstør Bredning kan være større, da der kun er lavet transektstudier ud til 6 m og ikke til maksimal dybde i bredningen. Størstedelen (70 %) af forekomsterne af makroalger var ud til max. 4 m dybde. I Figur 18 er vist tilstedeværelse og dækningsgrader af makroalger på transekterne. I Figur 19 er vist dybdeudbredelsen fordelt på henholdsvis fastsiddende, ikke-opportunistiske arter (som fx brunalger) og ikke-fastsiddende, opportunistiske arter (fx søsalat eller krølhårstang). I Figur 20 er vist sammensætning af

makroalgесamfundene fordelt på overordnede grupper. På 39 % af transekterne indgik min. 5 ud af 6 makroalgegrupper. Den største diversitet og de højeste dækningsgrader blev fundet på stenrev eller ralbund. Sargassotang var den dominerende art efterfulgt af brunalger og skorpeformede rødalger, hvoraf sidstnævnte især var dominerende på stenrevne.

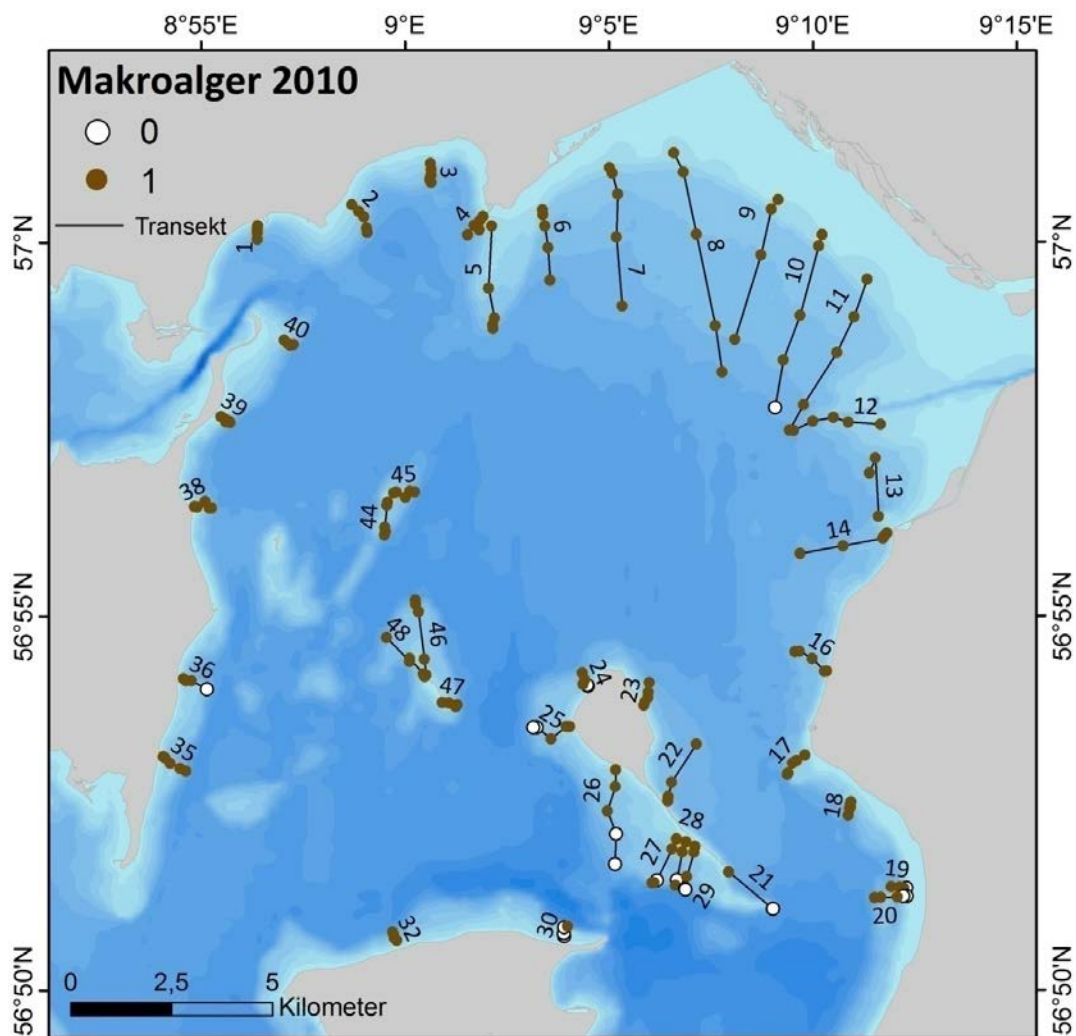


Figur 19. Dybdegrænse i Løgstør Bredning i juni-september 2012 på 44 transekter for makroalgegrupperne: fastsiddende, ikke-opportunistiske arter (firkanter) og sargassotang (trekanter). Data fra undersøgelsen i 2010 er indtegnet (ruder), her blev makroalgerne dog ikke identificeret til art eller gruppe. Videomonitoringen gik kun til 6 m, der kan derfor forekomme makroalger dybere end 6 m i Løgstør Bredning. Transekternes placering er bl.a. vist på Figur 18.



Figur 20. Maksimal dækningsgrad og sammensætning af overordnede grupper af makroalger på 44 transekter i Løgstør Bredning i juli - september 2012. De forskellige grupper er angivet med forskellige farver. For hver transekt er punktet med størst dækning af de enkelte grupper valgt. Transekterne bestod af punkter i 1, 2, 3, 4, 5, og 6 m dybde. På hvert punkt blev der foretaget videomonitoring på ca. 90 m parallelt med kysten. Transekternes placering er bl.a. vist på Figur 18.

I 2010 blev der fundet makroalger på 100 % af ligeledes videomonitorerede transekter (Figur 21) med en max. dybdeudbredelse på 6 m (dog kun målt ud til 6 m), hvor der blev fundet makroalger på 76 % af transekterne. I 2010 blev der ikke foretaget bestemmelse af makroalgesamfundenes overordnede artssammensætning.



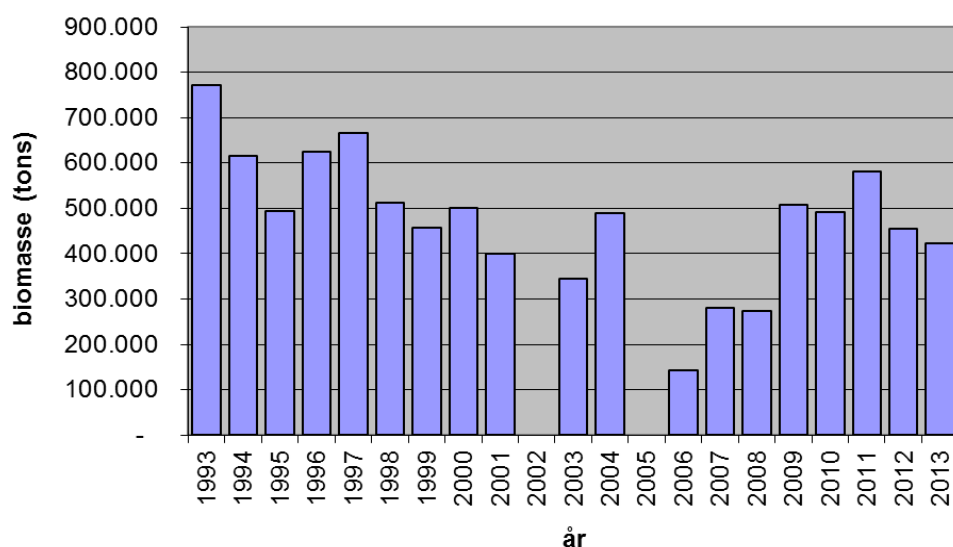
Figur 21. Udbredelsen af makroalger i Løgstør Bredning i november 2010 baseret på videomonitoring på 40 transekter med observationer i 2, 3, 4, 5 og 6 m vanddybde på ca. 100 m havbund på hvert transekt. "0" angiver ingen forekomst af makroalger, "1" angiver forekomst af makroalger. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer med skift for hver meter.

I 2009 var der forekomst af makroalger på 100 % af 50 transekter. Transektundersøgelsen i 2009 blev gennemført i oktober måned, men kun på vanddybder ud til 4 m, og makroalgerne blev ikke bestemt til art eller gruppe.

5.4.3 Undersøgelser af blåmuslinger i Limfjorden (1993 - 2013)

DTU Aqua har siden 1993 årligt vurderet bestanden af blåmuslinger i Limfjorden med undtagelse af 2002 og 2005 (Figur 22). I perioden 1993 - 1999 og 2011 - 2013 er bestandsundersøgelserne gennemført i forårsperioden, og i 2000 - 2009 er undersøgelserne gennemført i sensommermånederne.

Undersøgelsen i marts måned 2013 viser en samlet biomasse af blåmuslinger i Limfjorden på vanddybder > 3 m på ca. 423.000 t i 2013 mod 454.000 t i 2012, hvilket er et fald på 7 % i forhold til 2012.

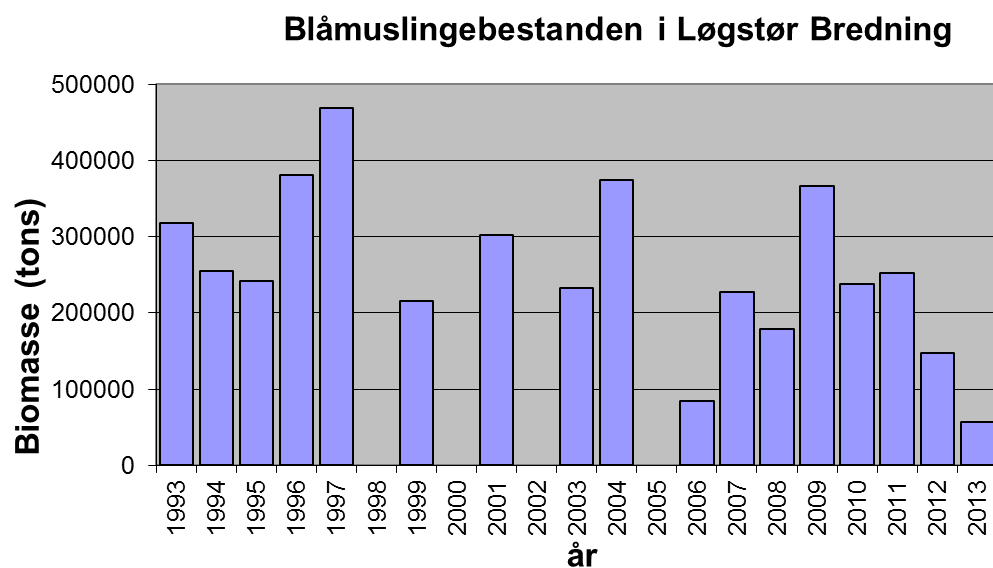


Figur 22. Bestandsstørrelsen af blåmuslinger i Limfjorden vest for Løgstør, opgjort i områder dybere end 3 m, og som var åbne for fiskeri 1993 - 2013. Fra 1995 - 2013 indgår bestandene i Nissum Bredning ikke i bestandsopgørelserne.

5.5 Løgstør Bredning 1993- 2013

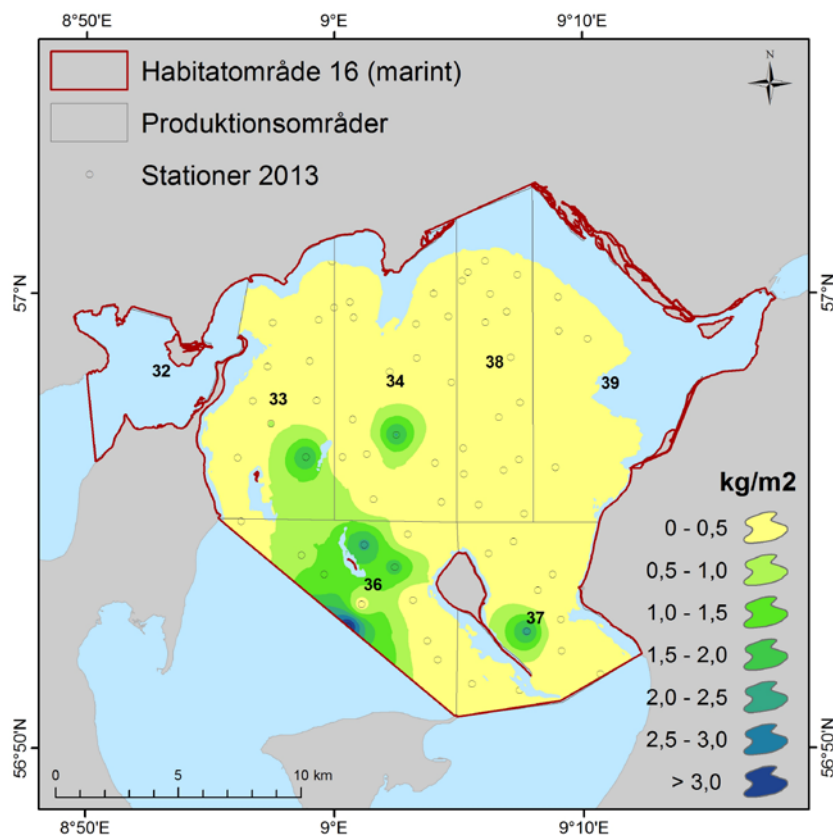
DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af blåmuslinger i marts 2013 angiver en bestand på ca. 60.000 t i Løgstør Bredning på vanddybder større end 3 m (Figur 23). Bestanden af blåmuslinger er beregnet ved hjælp af en standardmetode, hvor gennemsnitstætheden for alle stationer indenfor H16 ganges med arealet af H16, der er dybere end 3 m. Arealet af produktionsområde 32 er ikke medtaget i beregningerne, idet produktionsområde 32 ikke har indgået i DTU Aquas monitoringsprogram.

Muslingebestanden i Løgstør Bredning i 2013 er faldet ca. 61 % i forhold til 2012. Udbredelsen af bestanden er vist i Figur 24 og Figur 25. Blåmuslingebestanden på <3 m dybde indgår ikke i den beregnede biomasse.

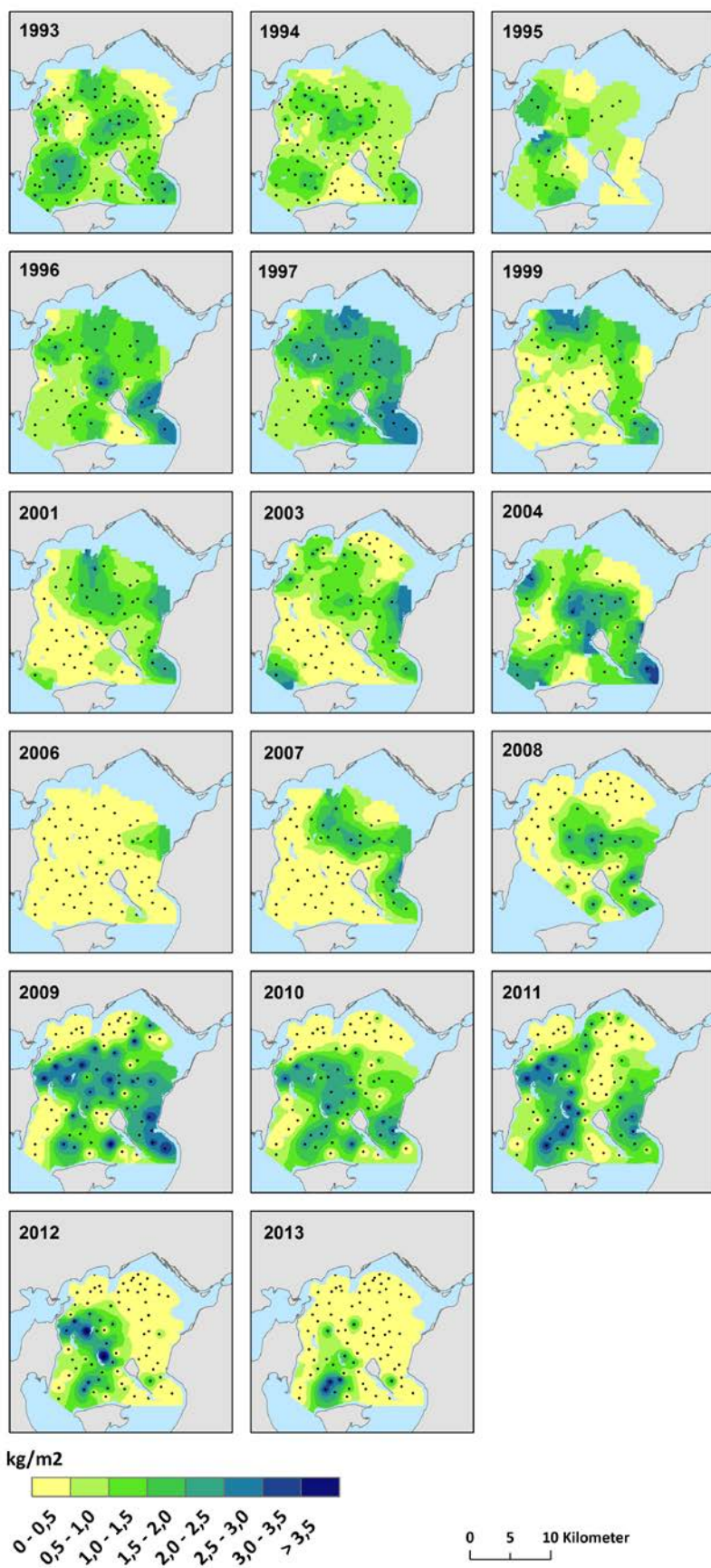


Figur 23. Bestandsudviklingen i Løgstør Bredning i 1993-2013. Der blev ikke foretaget undersøgelser i 1998, 2000, 2002 og 2005.

Ifølge Fiskeplanen vil fiskeriet af konsummuslinger pågå, hvor biomassen af muslinger er $> 1 \text{ kg m}^{-2}$ og på omplantningsmuslinger, hvor biomassen af muslinger er $> 2,5 \text{ kg m}^{-2}$. Biomassen af muslinger der forekommer, hvor biomassen af muslinger er $> 1 \text{ kg m}^{-2}$ og $> 2,5 \text{ kg m}^{-2}$, har en gennemsnitstæthed på henholdsvis 2,1 og $3,5 \text{ kg m}^{-2}$ i H16.



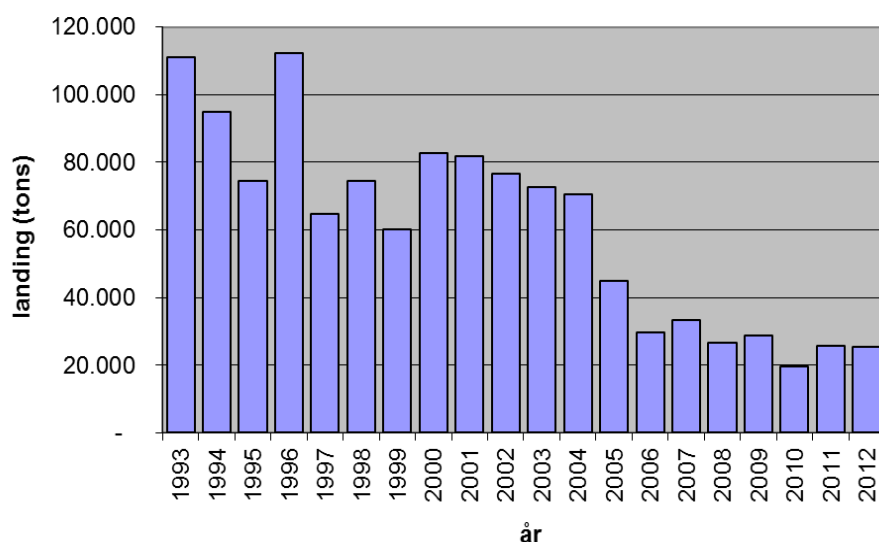
Figur 24. Udbredelseskort, der viser tætheden af blåmuslinger i Natura 2000 området i Løgstør Bredning i marts 2013.



Figur 25. Udbredelsen af blåmuslinger i Løgstør Bredning i perioden 1993 - 2013

5.6 Fiskeri i området

Fiskeri efter blåmuslinger i Limfjorden udgør omkring 50 - 90 % af det samlede blåmuslingefiskeri i Danmark i dag. Størrelsen af landingerne fra Limfjorden viser et fald fra ca. 100.000 t i 1990'erne til ca. 25.000 t i de senere år (Figur 26). Faldet i fiskeriet afspejler faldende afsætningsmuligheder og manglende adgang til muslinger med den rigtige kvalitet i forhold til størrelse og kødindhold. Landerne har de senere år været lavere end produktiviteten i muslingebestanden og fiskeriet efter blåmuslinger i Limfjorden anses derfor for at være bæredygtigt i forhold til bestanden af muslinger (Notat fra DTU Aqua 2006).



Figur 26. Landinger af blåmuslinger i Limfjorden i perioden 1993 - 2012.

Omfanget af fiskeriet af blåmuslinger i Løgstør Bredning (Produktionsområde 32 - 34 og 36 - 39) er præsenteret i Tabel 1. I 2012 blev der landet 7657 t i Løgstør Bredning.

Tabel 1. Landinger (t) af blåmuslinger i Løgstør Bredning i perioden 2005 - 2012.

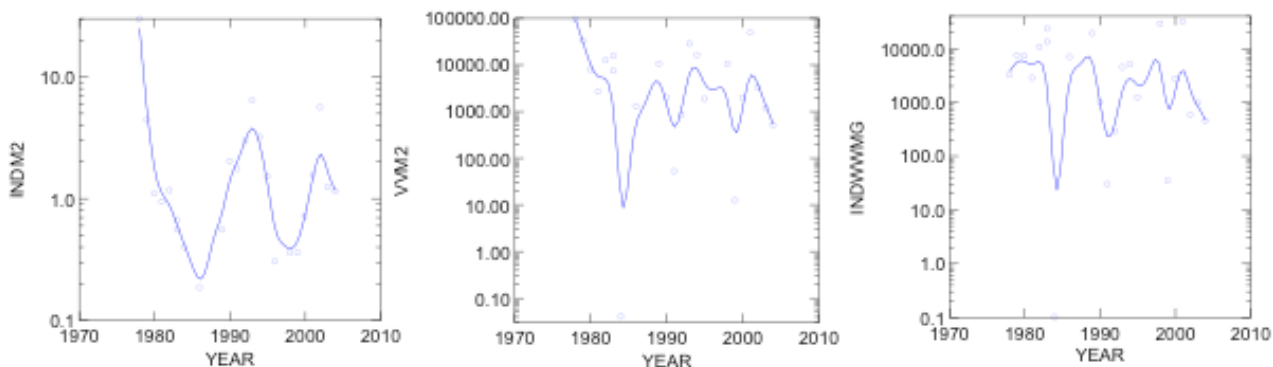
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Område 32	732	0	0	8	225	376	0	8
Område 33	1207	0	16	2189	648	815	2473	2796
Område 34	9	13	4933	5534	2764	0	0	0
Område 35	1881	0	87	20	0	6043	2314	4141
Område 36	1491	48	0	10	0	0	8	170
Område 37	4812	5133	1291	759	107	0	0	0
Område 38	2192	998	105	1758	1228	17	0	0
Område 39	553	1104	1804	4091	786	0	842	542
Sum	12877	7296	8236	14369	5758	7251	5637	7657

5.7 Søstjerner

5.7.1 Data fra DMU

I 2008 sammenfattede Danmarks Miljøundersøgelser data for forekomst af søstjerner i Limfjorden i perioden 1979 - 2005 (Holtegaard et al 2008). Data var indsamlet af amterne omkring Limfjorden i regi af NOVA-programmet eller i regionale programmer og fra 2004 i regi af det nationale program for overvågning (NOVANA). Prøverne er oftest taget med en HAPS sampler (indsamlingsareal 0,0143 m²) eller før 1984 oftest med en Van Veen grab (indsamlingsareal 0,1 m²). Begge samplere er primært beregnet til indsamling af in-fauna og estimering af tæthed store, epifaunale arter med en klumpet fordeling kan være forbundet med en betydelig usikkerhed. Der er endvidere indsamlet data med uens frekvens i de forskellige delbassiner i fjorden (for nærmere beskrivelse se Holtegaard et al 2008).

Sammenfatningen viste, at beregnet på alle prøver inkl. 0-prøver uden søstjerner svingede bestandstætheden med et sinusforløb i perioden 1979 - 2005 (Figur 27) med højeste niveauer i slutningen af 1970'erne, starten af 1990'erne og starten af 2000'erne og de laveste niveauer i slutningen af 1980'erne og 1990'erne. De største tætheder for hele fjorden var omkring 5 - 7 ind. m⁻². og de laveste var på 0,1 - 0,3 ind. m⁻². Udviklingen i biomasse over tid korrelerer ikke med udviklingen i tæthed, hvilket kun delvist kan forklares af forskelle i vægt af de enkelte søstjerner (Figur 27). Den individuelle vægt af søstjernerne vil sandsynligvis være underestimeret ved indsamling med HAPS, da prøvetagningsinstrumentet ikke vil indsamle hele store søstjerner. En tæthed på 5 - 7 ind. m⁻² vil med en vægt af søstjerner på 77 g, som er den gennemsnitlige individuelle vægt af søstjerner fundet i DTU Aquas undersøgelser i 2013 (se nedenfor), give en biomasse på 0,4 - 0,5 kg m⁻² eller 122 - 170.000 t søstjerner i Løgstør Bredning.



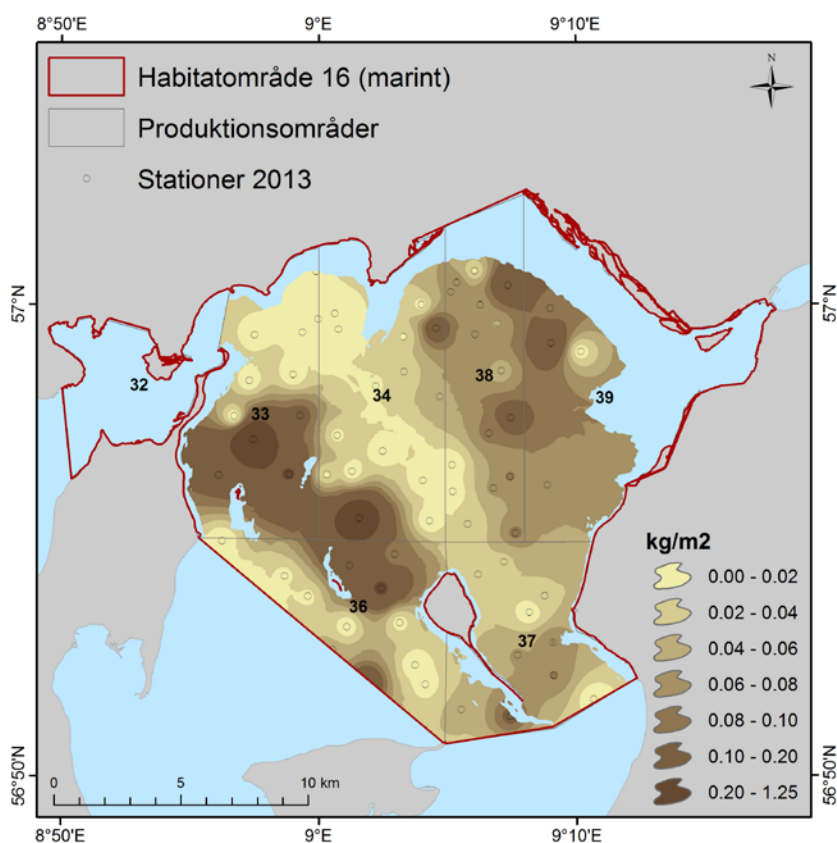
Figur 27. Tidslig udvikling af individtæthed (INDM2), biomasse (VVM2) og individvægt (biomasse/individtæthed; INDWWMG) af søstjerner i Limfjorden baseret på alle målinger i det nationale overvågningsprogram. Smoother er DWLS med tension = 0,1. Data fra Holtegaard et al (2008).

Der blev i undersøgelsen af data fra perioden 1979 - 2005 ikke fundet en signifikant tidslig udvikling. (Holtegaard et al 2008). Geografisk var der hyppigst forekomst af søstjerner i Venø Bugt og Løgstør Bredning med tilstødende områder og mindst hyppig forekomst i Skive Fjord og Lovns Bredning, hvad angår den vestlige del af Limfjorden (Holtegaard et al 2008).

5.7.2 Data fra DTU Aqua

DTU Aqua har siden 1993 årligt vurderet bestanden af blåmuslinger i Limfjorden (Christoffersen et al 2011) med undtagelse af 2002 og 2005. I perioden 1993 - 1999 og 2011 - 2013 er bestandsundersøgelserne gennemført i forårsperioden, og fra år 2000 - 2009 er undersøgelserne gennemført i sensommermånederne. I forbindelse med bestandsopgørelser af muslinger er der indsamlet informationer om søstjerner om end med varierende intensitet. Prøveskraberens effektivitet er for søstjerner bestemt til at være 50 % (Dolmer 2008). Der er ikke udviklet specifikke metoder til bestemmelse af søstjernebiomasse, men DTU Aqua vurderer, at de indsamlede data kan give størrelsesordner for biomassen samt vil afspejle de relative tidslige variationer i søstjernebestandens udvikling.

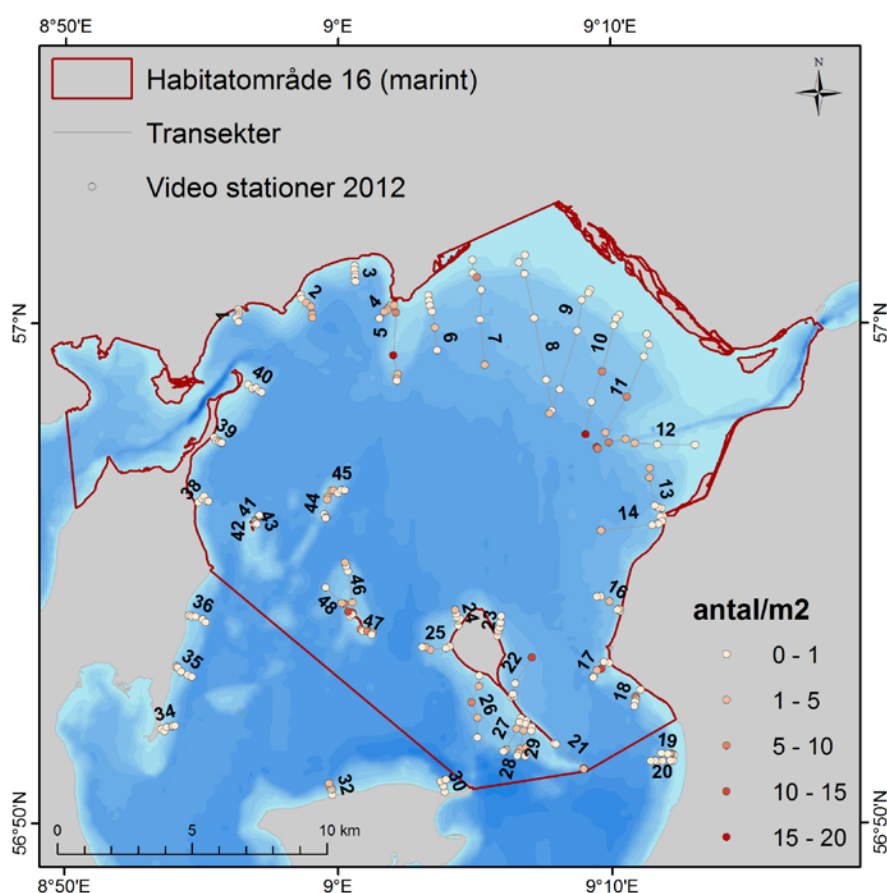
I 2013 har DTU Aqua indsamlet data på 68 punkter i Løgstør Bredning. På alle punkterne er søstjerner talt og vejjet. Ved at anvende samme metode som bliver brugt til bestemmelse af bestande af blåmuslinger, men med en redskabseffektivitet på 50 %, kan bestanden af søstjerner for hele Løgstør Bredning bestemmes til 14.500 t i marts 2013 på vanddybder >3 m. Tætheden af søstjerner i undersøgelsen i 2013 var 0,7 ind. m⁻². Fordelingen af søstjerneerne er vist i Figur 28. Der skal i forståelsen af både estimatet af biomasse af søstjerner i Løgstør Bredning og fordelingen tages højde for, at metoden til bestemmelse af søstjerner ikke på samme måde er valideret og dokumenteret som for blåmuslinger. Derfor er estimerne behæftet med en større usikkerhed end estimerne af muslinger.



Figur 28. Udbredelseskort for søstjerner i Løgstør Bredning i marts 2013 med fordeling og tæthed af søstjerner på vanddybder >3 m.

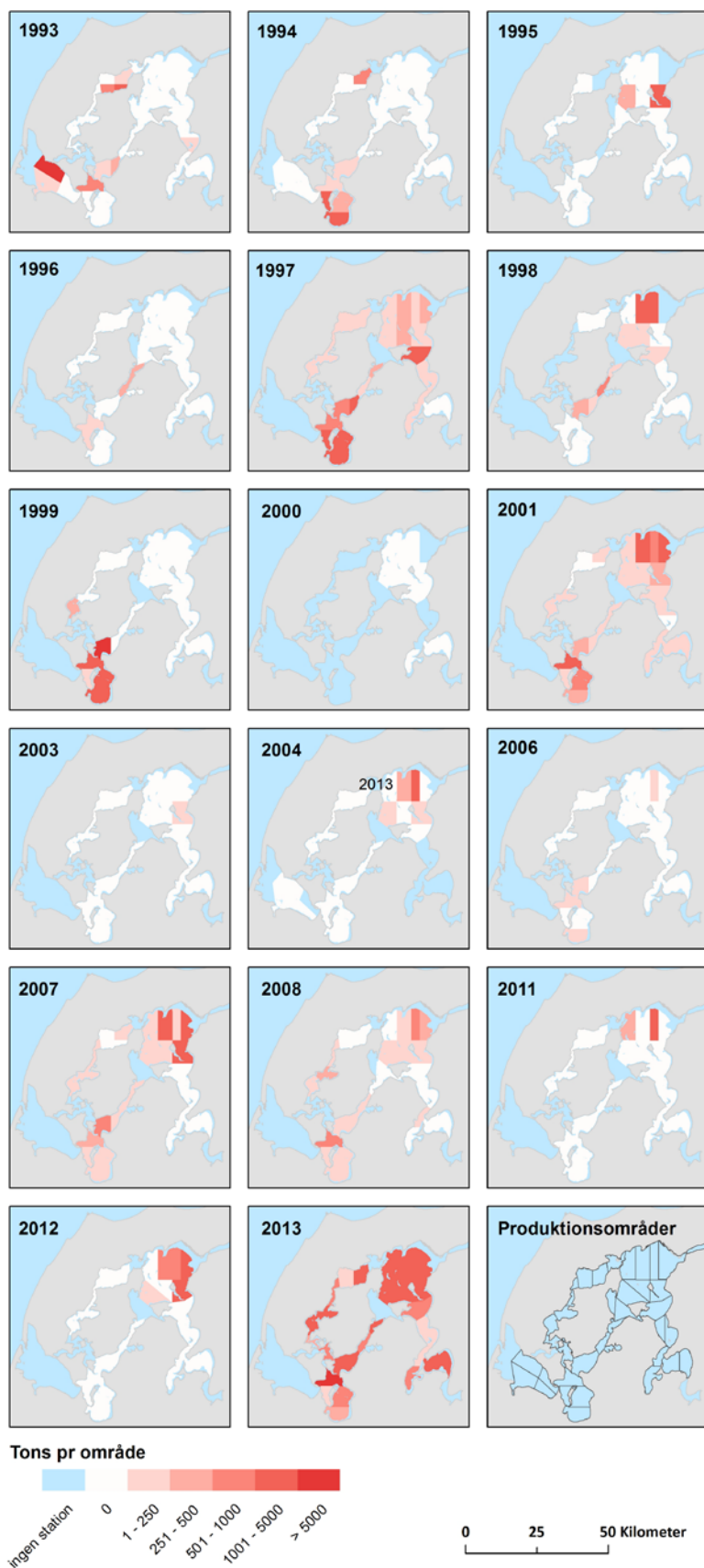
Under brug af denne metode er variationen i biomasse og fordeling af søstjerner i Limfjorden vist for perioden 1993 - 2013 i Figur 30. Udover usikkerhederne beskrevet ovenfor ved selve metoden er der lagt forskellig intensitet i indsamlingen af søstjerne-data mellem årene. I forhold til DMU's analyse af tæthed og biomasse er der kun begrænset sammenhæng med data fra DTU Aquas monitoring af søstjerner.

Dansk Skaldyrcenter/DTU Aqua har derudover gennemført transektundersøgelse med videoslæde i 2012 som beskrevet i afsnit 5.3.3 og 5.4.2. På de samme transekter blev videooptagelserne analyseret for tæthed af søstjerner ved at bruge en bredde af billedet på 50 cm. Videomonitoringerne giver et præcist billede af tætheder, men skal kalibreres for størrelse og biomasse af søstjerner, hvilket ikke er gjort i denne undersøgelse. Endvidere er der kun foretaget videotransekter ud til 6 m, hvilket er mindre end maksimal dybden og derfor ikke dækker hele Løgstør Brednings areal. Estimerterne af biomasse er derfor forbundet med en vis usikkerhed, men DTU Aqua vurderer, at tæthederne i målepunkterne er retvisende for måletidspunktet.

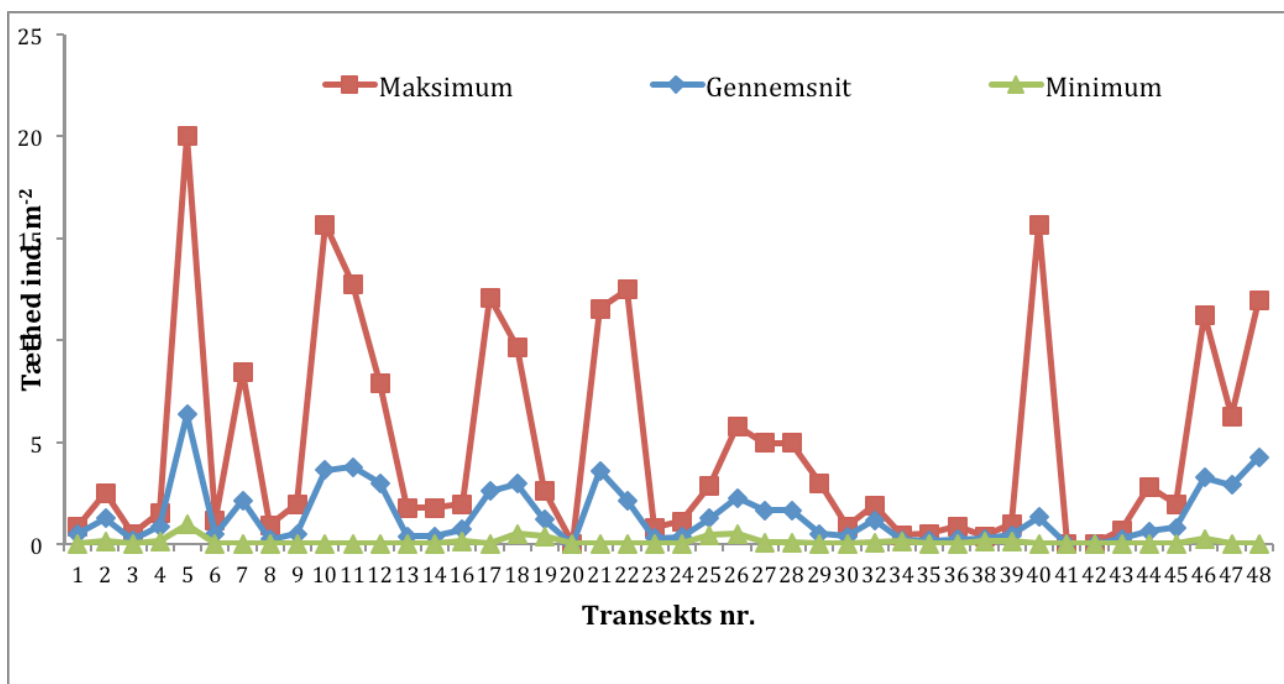


Figur 29. Udbredelsen af søstjerner i Løgstør Bredning i juli - september 2012. Farvekoden angiver dækningsgrader i intervaller på punkter ved 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m dybde langs 44 transekter. Figuren er lavet på baggrund af observationer fra videomonitoringen i Løgstør Bredning. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer med skift for hver meter. For hver punkt blev der monitoreret ca. 90 m havbund parallelt med kysten. Der er brugt en billedbredde på 50 cm til beregning af tætheder.

I 2012 blev der fundet søstjerner på 93 % af transekterne (Figur 29 og Figur 31) og den gennemsnitlige tæthed var 1,44 ind. m⁻² (min - max: 0 - 20 ind. m⁻²). Tætheder blev omregnet til biomasse ved at bruge en vægt af søstjerne på 77 g, hvilket er den gennemsnitlige vægt af søstjerner i DTU Aquas undersøgelser i 2013. Samlet beregnet biomasse for hele Løgstør Bredning bliver ca. 35.000 t for hele bredningen.



Figur 30. Fordeling af biomasse af søstjerner i den vestlige del af Limfjorden i perioden 1993 - 2013 på vanddybder >3 m. Biomassen er estimeret pr muslingeproduktionsområde.



Figur 31. Tæthed af søstjerner i Løgstør Bredning i juni - september 2012 på 44 transekter. Hvert transekt består af 6 punkter på 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m dybde. Der er brugt en billedbredde på 50 cm til beregning af tætheder. Transekternes placering er bl.a. vist på Figur 18.

6 Fuglebeskyttelsesområde F12

Hele Løgstør Bredning og dermed produktionsområde 32 - 34 og 36 - 39 er udpeget som Fuglebeskyttelsesområde F12 (Bilag 2). I udpegningsgrundlaget er seks arter (hvinand, pibeand, sangsvane, toppet skallesluger, kortnæbbet gås og dværgerterne) som alle forekommer i det marine område. Hovedparten af de fuglearter, der udgør udpegningsgrundlaget, er trækfugle der fortrinsvis befinder sig i området i vinterperioden.

Boks 2

Miljøministeriets vurdering i Natura 2000 plan

Trusler mod områdets naturværdier

Næringsstofbelastning. De marine områder er som resten af Limfjorden påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land. I de mest lavvandede områder resulterer det i masseopblomstring af enårige makroalger, der er med til at nedsætte ålegræssets fladeudbredelse. I områder med større vanddybde resulterer det i masseopblomstring af planteplankton, som dels medfører nedsat sigtddybde, hvilket reducerer dybdeudbredelsen af ålegræs og flerårige tangarter, og dels med mellemrum medfører tilfælde af iltsvind ved bunden. Bundfaunaens sammensætning og fødegrundlaget for sæler og flere fugle på udpegningsgrundlaget påvirkes negativt af disse forhold.

Forstyrrelser mod trækfugle, der raster på åbent vand, er en trussel i den periode, hvor de fælder deres svigfjer, og derfor ikke kan flyve. Forstyrrelse på ynglebiotoperne er en trussel for dværgerterne.

Prædation og fiskeri. På sandbanker og i bugter kan fiskeri med bundsløbende redskaber være en trussel, idet der sker en fysisk ødelæggelse af denne naturtype, dels ved fjernelse af bundflora og bundlevende dyr, og dels ved fjernelse af hårbund, sten og skaller. På rev, inklusive biogene rev, er fiskeri med bundsløbende redskaber af samme årsag en trussel. Den konkrete geografiske afgrænsning af de biogene rev udestår endnu. NaturErhvervstyrelsen har oplysninger om fiskeri med større fartøjer i og omkring området. Dette fiskeri fremgår af Bilag 5 (red. se rapport), hvor fiskeriaktiviteterne i 2010 er vist for fiskefartøjer større end 15 m. Fiskeri er vurderet som en trussel mod havlampret, idet det kan medføre reduktion i bestanden af fiskene. Omfanget af det aktuelle fiskeri kendes ikke. For nogle fuglearter er fiskeri desuden vurderet som en trussel i nogle områder mod arternes levested, herunder fødegrundlaget.

Tilstand og bevaringsstatus/prognose

Prognosen er gunstig eller vurderet gunstig for:

- Trækfuglen sangsvane, da bestanden er stor og stabil og da egnede levesteder vurderes at være til stede.
- Trækfuglene pibeand og krikand, pga. stabile bestande.

Prognosen er ugunstig eller vurderet ugunstig for:

- Ynglefuglen dværgerterne pga. lille og meget sårbar bestand, bl.a. i forhold til forstyrrelse og prædation i yngletiden

Prognosen er ukendt for:

- Trækfuglene hvinand og toppet skallesluger, på grund af mangelfuldt vidensgrundlag.

Målsætning

Overordnet målsætning for Natura 2000-området

Baggrund for overordnet målsætning:

I Natura 2000-området er der fokus på de mange yngle- og trækfugle, som især har deres levesteder i områ-

dets vådområder og de store marine områder. Af udpegningsgrundlagets fugle sættes der specielt fokus på de truede ynglefugle almindelig ryle, brushane, plettet rørvagtel, dværgterne og sortterne, samt de sjældne (få forekomster) trækfugle skestork og pomeransfugl og ynglefuglen dværgmåge. Hertil kommer trækfuglene pibesvane, sangsvane, kortnæbbet gås, grågås, sædgås, pibeand og krikand som er nationale ansvarsarter.

Konkrete målsætninger for naturtyper og arter

Der opstilles følgende konkrete målsætninger, som fastlægger de langsigtede mål for naturtyper og arter i Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg:

- Tilstanden og det samlede areal af levestederne for ynglefuglene sikres stabile eller i fremgang. Der sikres et passende antal delområder med tilstrækkeligt egnede yngle- og fourageringssteder, som grundlag for ynglende bestande på ca. (red. se tabel i rapport).

6.1 Fødegrundlag for muslingeædende fugle

Af arterne i udpegningsgrundlaget er det kun hvinand, der fouragerer på muslinger. Hvinanden har et bredt fødevalg, som både omfatter plantedele, insekter, krebsdyr, bløddyr og fisk (Madsen 1954, Jepsen 1976). Andelen af blåmuslinger kan lokalt udgøre op til 60 % af fødevalget, når forekomsten af andre fødekilder er begrænset (Pehrsson 1976). Hvinand fouragerer på muslinger med størrelser op til 12 mm (Madsen 1954). Muslinger af kommerciel interessant størrelse har et mindstemål på 45 mm, og er således ikke størrelsesmæssigt tilgængelige for hvinanden.

Hvinanden overvintrer i Danmark. Den ankommer i september og især oktober måned, og forlader landet igen i april og maj måned. Fiskeriet af blåmuslinger fra de otte produktionsområder i Løgstør Bredning vil foregå i samme periode, som ænderne er ankommet for at overvintere i. Hvinand søger føde om dagen, hvor arten dykker fra vandoverfladen og tager føde dels på bunden og dels i den mellemste del af vandsøjlen. Ænderne dykker på mellem 1 - 6 m, sjældent dybere. Hvinændernes dybdefordeling i Limfjorden er ikke undersøgt systematisk, men danske undersøgelser fra omegnen af Nysted Vindmøllepark ved Lolland viser, at henholdsvis 74 % og 21 % af 7.500 hvinænder fordelt på 707 flokke optalt i dybdeintervallerne 0 - 2 m og 2 - 4 m. Af de resterende blev 5 % noteret på dybder mellem 4 og 8 meter, og 0,5 % på dybder mellem 8 og 22 m (Clausen et al 2008).

DMU har beregnet, at den mængde af muslinger, der skal være til rådighed i Natura 2000 området i Løgstør Bredning for hvinand ved en bestand på 12.000 individer (jf. mål i udpegningsgrundlag) er ca. 16.677 t blåmuslinger årligt (Clausen et al 2008). Heri er indregnet, at ikke alle muslinger vil være tilgængelige som føde for hvinanden på baggrund af undersøgelse af Goss-Custard et al (2004). DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af blåmuslinger i 2013 angiver en bestand på ca. 60.000 t i Fuglebeskyttelsesområde F12 i Løgstør Bredning på dybder større end tre m. Derudover vil der være en bestand af blåmuslinger på lavere vanddybde, der ikke er medregnet. Fødebehovet for hvinand udgør ca. 28 % af muslingebestanden. Et fiskeri på op til 20.000 t, som angivet i Fiskeplanen vil fjerne op til 33 % af bestanden i området. DTU Aqua anbefaler et fiskeri på maksimalt 10.000 t og dette udgør maksimalt 17 % af blåmuslingebestanden i Løgstør Bredning.

6.2 Påvirkning af fødegrundlag for fiske- og planteædende fugle

Fødegrundlag for fiskespisende arter, der indgår i udpegningsgrundlaget (toppet skallesluger og dværgterne) kan blive påvirket af muslingefiskeri, hvis naturtyperne, der indgår i Natura 2000, forringes i forhold til at

producere og holde en bestand af mindre fiskearter. Natura 2000 planen angiver, at dværgterne har ugunstig bevaringsstatus og at prognosen for toppet skallesluger er ukendt. Ifølge DMU har dværgterne ugunstig bevaringsstatus og toppet skallesluger en gunstig national bevaringsstatus (Pihl et al 2003). Fiskerier af blåmuslinger er, siden DMU's statusvurderinger blev gennemført, reduceret fra ca. 75.000 t årligt til under 25.000 t årligt. Endvidere viser undersøgelser (Tomczak et al 2012) af fiskefaunaen på større dybde end 3 m et skift fra store bundfisk (rødspætte, skrubbe) i 1990'erne til pelagiske arter (sild og brisling). I de senere år er disse bestande reduceret og erstattet af små bentiske arter som kutlinger mv., og dermed er der sket en forbedring af fødegrundlaget for disse fugle. Det konsekvensvurderede muslingefiskeri kan således ikke forventes at forringe de to fuglearters status.

Forekomster af ålegræs forventes ikke at blive påvirket af det planlagte muslingefiskeri (se afsnit 7.5). Et muslingefiskeri på 20.000 t eller 10.000 t forventes derfor ikke at påvirke fødegrundlaget for de to arter af planteædende fugle i Løgstør Bredning (Pibeand og Sangsvane).

6.3 Forstyrrelse af fugle

Natura 2000 planen angiver i trusselsvurderingen næringsstofbelastning, forstyrrelse og fiskeri, som trussel mod gunstig bevaringsstatus for flere ikke specificerede fuglearter. Prognosen er ugunstig eller vurderet ugunstig for dværgterne, og prognosen er ukendt for hvinand og toppet skallesluger. I fiskeriet vil der maksimalt forekomme 15 fartøjer i et produktionsområde af gangen, og under fiskeri sejles der med en hastighed på 3 - 4 knob. Fiskeriets forstyrrelse vil således være af en anden karakter end andre mere hurtigtsejlende fartøjer.

For dværgterne er forstyrrelse på redepladserne en trussel mod bevaringsstatus. En dybdegrænse på 5 m kan sikre, at ynglende og rastende fugle, f.eks. dværgterne, ikke vil blive forstyrret. Således vil fiskeriet pga. dybdegrænsen ske i en afstand på 200 - 400 meter fra vigtige fuglelokaliteter herunder Feggeklit.

6.4 Kumulative effekter

6.4.1 Jagt

Der drives jagt på arterne hvinand, stor skallesluger og toppet skallesluger i danske farvande. Jagtaktiviteter kan have en kumulativ effekt i forhold til forstyrrelse fra muslingefiskeri.

6.5 Konklusion

I udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde i Løgstør Bredning indgår en række arter hvoraf arterne hvinand, toppet skallesluger, kortnæbbet gås, Lysbuget Knortegås og dværgterne forekommer i det marine område. Arten hvinand æder muslinger og skal have en mængde muslinger til rådighed svarende til 16.667 t blåmuslinger og svarende til 28 % af den totale muslingebiomasse. Fiskeædende arter (toppet skallesluger og dværgterne) vil ikke få forringet adgang til føde, idet der i Limfjorden er sket et skift til mindre bundlevende fiskearter, og dermed en forbedring af fødegrundlaget for disse fugle. Planteædende fugle forventes ikke at få forringet deres fødegrundlag, idet ålegræs på vanddybde, hvor disse arter er fødesøgende, ikke vil blive påvirket af muslingefiskeriet med dybdegrænse på 5 og 6 m. Fiskeriet kan medføre forstyrrelse af de beskyttede fugle, hvis >15 fartøjer udfører fiskeri i samme produktionsområde.

7 Habitatområde H16

Produktionsområderne 32 - 34 og 36 - 39 er udpeget som Habitatområde (H16) og der indgår flere marine naturtyper i udpegningsgrundlaget herunder 1110 Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand, 1140 Mudder- og sandflader blottet ved ebbe og 1160 Større lavvandede bugter og vige (Bilag 1). Naturtypen 1140 Mudder- og sandflader blottet ved ebbe ligger på så lavt vand, at det vurderes, at der ikke vil være en påvirkning af muslingefiskeri. Naturtypen inddrages derfor ikke nærmere i nærværende konsekvensvurdering. Naturtypen 1170 Rev indgår i udpegningsgrundlag uden en angivelse af udbredelse.

Boks 3

Miljøministeriets vurdering i Natura 2000 plan

Trusler mod områdets naturværdier

Næringsstofbelastning. De marine områder er som resten af Limfjorden påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land. I de mest lavvandede områder resulterer det i masseopblomstring af enårige makroalger, der er med til at nedsætte ålegræssets fladeudbredelse. I områder med større vanddybde resulterer det i masseopblomstring af planteplankton, som dels medfører nedsat sigtdybde, hvilket reducerer dybdeudbredelsen af ålegræs og flerårige tangarter, og dels med mellemrum medfører tilfælde af iltvind ved bunden. Bundfaunaens sammensætning og fødegrundlaget for sæler og flere fugle på udpegningsgrundlaget påvirkes negativt af disse forhold.

Prædation og fiskeri. På sandbanker og i bugter kan fiskeri med bundsløbende redskaber være en trussel, idet der sker en fysisk ødelæggelse af denne naturtype, dels ved fjernelse af bundflora og bundlevende dyr, og dels ved fjernelse af hårbund, sten og skaller. På rev, inklusive biogene rev, er fiskeri med bundsløbende redskaber af samme årsag en trussel. Den konkrete geografiske afgrænsning af de biogene rev udestår endnu. NaturErhvervstyrelsen har oplysninger om fiskeri med større fartøjer i og omkring området. Dette fiskeri fremgår af Bilag 5 (red. se rapport), hvor fiskeriaktiviteterne i 2010 er vist for fiskefartøjer større end 15m. Fiskeri er vurderet som en trussel mod havlampret, idet det kan medføre reduktion i bestanden af fiskene. Omfanget af det aktuelle fiskeri kendes ikke.

Tilstand og bevaringsstatus/prognose

Prognosen er gunstig eller vurderet gunstig for:

- Spættet sæl, da bestanden er stor og forholdsvis stabil

Prognosen er ugunstig eller vurderet ugunstig for:

- De fire marine typer: Sandbanke, vadeblade, bugt og rev, på grund af for stor tilførsel af næringsstoffer fra oplandet og tilstødende havområder, forhøjede niveauer af miljøfarlige stoffer og invasive arter. Den marine type rev endvidere på grund af fiskeri med bundsløbende redskaber

Prognosen er ukendt for:

- Havlampret, stor vandsalamander og damflagermus på grund af for spinkelt datagrundlag.

Målsætning

Overordnet målsætning for Natura 2000-området

Det overordnede mål for Natura 2000-området er:

- at naturtyper og arter på udpegningsgrundlaget opnår gunstig bevaringsstatus. Målet er, at området

udgør et stort sammenhængende naturområde med fjorden, vådområderne og kystskrænterne som vidstrakte og sammenhængende forekomster, der rummer velegnede levesteder for områdets eng-, hav- og kystfugle samt sæler.

Limfjordens marine naturtyper samt fersk- og brakvandssøer i området sikres god vandkvalitet.

Konkrete målsætninger for naturtyper og arter

Der opstilles følgende konkrete målsætninger, som fastlægger de langsigtede mål for naturtyper og arter i Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg:

- Naturtyper og arter skal have en gunstig bevaringsstatus.
- For naturtyper og arter uden tilstandsvurderingssystem og/eller med en ukendt prognose er målsætningen gunstig bevaringsstatus. Det betyder, at tilstanden og det samlede areal af levestederne for områdets udpegede arter stabiliseres eller øges, således at der er grundlag for nedennævnte bestandstal eller – for arter uden bestandstalsmål – grundlag for tilstrækkelige egnede yngle- og fourageringsområder.

7.1 Sigtdybde og ophvirvling af bundsediment

7.1.1 Natura 2000 planens trusselsvurdering, prognose og målsætning

Det vurderes i Natura 2000 planen at tilførsler af næringsstoffer fra land, på større vanddybder, vil betyde masseopblomstring af planteplankton, som vil føre til nedsat sigtdybde, hvilket vil reducere dybdeudbredelsen af ålegræs og flerårige tangarter.

7.1.2 Konsekvensvurderingens analyse

Sigtdybden målt i ålegræssets vækstperiode (marts til oktober) af Miljøcenter Ringkøbing har siden først i 1980'erne varieret mellem 3 - 5,5 m. I 2013 har DTU Aqua data fra januar til juni måned til rådighed. Den gennemsnitlige sigtdybde i marts - juli 2013 ($3,2 \pm 1,1$ m) er lavere end sigtdybden observeret i samme periode i 2012 ($4,0 \pm 1,2$ m) (data Naturstyrelsen Vestjylland). DTU Aqua vurderer derfor, at der ikke kan forventes betydelige forbedringer i sigtdybde i marts-oktober 2013 sammenlignet med tidligere år.

Petersen (2008) har vist en positiv sammenhæng mellem forekomsten af blåmuslinger og sigtdybden. Analysen er foretaget på en række områder i Limfjorden og på et meget omfattende datagrundlag. For den nordlige del af Løgstør Bredning på dybder >3 m findes en sammenhæng mellem biomasse af blåmuslinger (BM, i t) og sigtdybde (SD i m):

$$SD = 1,3 + (1,5 \times 10^{-5}) * BM \quad (R^2 = 0,57)$$

Modellen er udarbejdet for muslingebestanden i produktionsområderne 33 - 39 i Løgstør Bredning. Blåmuslingebestanden på dybder >3 meter i Løgstør Bredning er i foråret 2013 fastsat til 60.000 t (BM), og med denne biomasse vil den beregnede sigtdybde være på 2,2 m. I dette estimat er ikke medtaget nyrekruttering i foråret 2013, som kan være betydelig, da der er store ledige arealer til settling. Det modellerede estimat afviger ikke fra det målte, men målte sigtdybder må anses for mest retvisende.

Fiskeriet af blåmuslinger er ifølge Fiskeplanen målrettet muslingebestande, hvor biomassen af blåmuslinger er større end 1 kg m^{-2} . Den gennemsnitlige biomasse i det område hvor fiskeriet vil finde sted er $2,1 \text{ kg m}^{-2}$. Blåmuslinger kan under optimale forhold udnytte hele filtrationskapaciteten til fødeoptagelse, og dermed fjernelse af partikler fra vandsøjlen. Partikler (planktonalger og andet organisk materiale) skal transporteres ned til bunden ved opblanding af vandsøjlen. Denne opblanding fremmes af bølgeenergi og strømforhold, men dæmpes af lagdeling af vandsøjlen. Transport af partikler, og dermed fjernelsen af partikler fra vandsøjlen, er således betinget af hydrografiske forhold. Blåmuslinger vil ofte forekomme i store tætheder, der medfører en koncentreret fjernelse af partikler i de nederste vandlag og lokalt føre til, at dele af den vandmasse, der passerer muslingerne bliver filtreret flere gange (Dolmer 2000a). Dette medfører, at muslingerne ikke kan udnytte fuldt potentiale til fødeoptag (Dolmer 2000b). En afhøstning af en del af bestanden med høj biomasse tæthed vil således ikke nødvendigvis have en betydende effekt på bestandens samlede fjernelse af partikler i hele bredningen, og dermed på vandets sigtbarhed, idet en fjernelse af muslinger i første omgang vil reducere muslingernes fødekongurrence, og bestanden dermed samlet set kan opretholde en uændret filtration. En afhøstning af en for stor andel af muslingebiomassen vil reducere muslingebestandens filtration og reducere områdets sigtdybde.

Muslingseskrab vil generere resuspension af sediment både ved selve skrabningen (Riemann and Hoffman 1991, Dayt et al 1995, Dyekjær et al 1995, Johnson 2002: Morgan & Chuepagdee 2003, Rheault 2008, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011) og efterfølgende ved skylning af skrabeposen. Omfanget af resuspension vil imidlertid afhænge af redskabet. De fleste af de publicerede studier om emnet omhandler skrabestyr til nedgravede muslinger som sandmuslinger og hjertemuslinger og kun enkelte er udført på hollænderskraberen. Begge skrabere og især skrabere, der anvendes til nedgravede muslinger, må forventes at medføre betydelig større resuspension end den lette muslingseskraber. Der er imidlertid ikke gennemført studier af resuspensionen ved brug af den lette muslingseskraber, så de refererede resultater vil derfor kun i et vist omfang være dækkende for et fiskeri i Løgstør Bredning som beskrevet i NaturErhvervstyrelsens bestillingsskrivelse. Ved brug af skrabere til nedgravede muslinger er der fundet en sky af resuspenderet materiale i 20 - 40 m fra det skrabede område (Manning 1957, Haven 1979, Manzi et al 1985, Spencer 1997, Maier et al 1998, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011). For hollænderskraberen blev skyen af resuspenderet materiale på baggrund af målinger modelleret til at være på $0,055 \text{ km}^2$ (Dyckjær & Hoffmann 1999) baseret på en spredning på ca. 25 m på hver side af skrabesporet og et skrab på 300 m. Problemet med denne undersøgelse er imidlertid, at modellen ikke tager højde for vertikal fordeling af partikler i vandsøjlen og derfor sandsynligvis underestimerer den totale mængde sediment, der er blevet resuspenderet. Hvilke konsekvenser dette har for den modellerede spredning af sediment er det ikke umiddelbart muligt at bedømme. I alle studier blev det vist, at skyen af resuspenderet materiale havde en kort levetid inde i det skrabede område i størrelsesordenen fra én til få timer (Riemann & Hoffmann 1991, Maier et al 1998). Dette er forventeligt, da de tunge partikler hurtigt vil sedimentere ud i nærheden af skrabesporet, mens de lettere partikler vil blive ført med vandstrømmene ud af området (Godcharles 1971, Goodwin and Shaul 1980, Ruffin 1995, Tuck et al 2000). Spredningen af de lettere partikler vil afhænge af partikelsammensætningen, vanddybden og strømforholdene (Tarnowski 2006, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011). Studier af naturligt suspenderet partikulært materiale i Limfjorden har vist, at ved strømhastigheder på $10\text{-}15 \text{ cm sek}^{-1}$, hvilket er i den højere ende i Limfjorden, vil det suspenderede materiale bevæge sig langs bunden ca. 600 m i løbet af omkring 2 timer før det sedimenterer igen. Foreløbige studier udført på DSC har vist, at visse sedimenttyper fra Limfjorden ved resuspension kan forblive i vandsøjlen i op til 3-4 dage og lede til en spredning på fra 300 m til 3,3 km. Det er imidlertid sandsynligt, at en betydende effekt på lysforholdene, som følge af den kontinuerlige fortynding af det resuspenderede materiale, kun vil forekomme i en afstand af ca. 300 m fra skrabesporet. Ved fiskeri i Løgstør Bredning er det påbudt at bruge den lette muslingseskraber. Undersøgelser har vist, at denne skrabere fanger 50 % mindre

mudder sammenlignet med hollænderskraberen (Eigaard et al 2011), hvilket ikke blot betyder betydelig mindre resuspension ved skylning, men sandsynligvis også vil medføre mindre resuspension under skrabningen. Der er dog ingen undersøgelser, der dokumenterer den præcise betydning af den lette skraber for resuspension.

Fiskeri efter søstjerner vil anvende et søstjernevod. Der er ved videooptagelser observeret resuspension under brug af voddet (Holtegaard et al 2009), men af betydeligt mindre omfang end ved fiskeri med muslingeskraber. Resuspensionen ved brug af søstjernevoddet er ikke kvantificeret, men redskabet er lettere, har ingen metalramme og går ikke ned i bunden.

Det kan være svært at adskille effekterne af skrabning og fiskeri efter søstjerner fra den naturlige resuspension. Dyekjær et al (1995) fandt, at resuspension ved brug af hollænderskraberen generelt ikke havde nogen betydning sammenlignet med den vindinducerede resuspension, men at mange både i samme område (>15 både) vil kunne påvirke mængden af suspenderet materiale i vandsøjlen lokalt i den periode, fiskeriet foregår.

Ifølge NaturErhvervstyrelsens bestillingsbeskrivelse for fiskeri i Natura 2000 området i Løgstør Bredning kan 15 fartøjer indgå i fiskeriet i hvert enkelt produktionsområde. På grund af redskabets reducerede resuspension af sediment, i forhold til hollænderskraberen, kan fiskeriet forventes at have en mindsket negativ effekt på sigtddybden i september og oktober 2013 og maj og juni 2014 i forhold til ved et fiskeri med det tidligere anvendte redskab.

7.1.2 Konklusion

Sigtddybden målt i ålegræssets vækstperiode (marts til oktober) har siden 1980 svinget mellem 3,0 - 5,5 m. Sigtdybden fra marts til oktober kan ud fra en empirisk model for sammenhæng mellem muslingebestandens filtrationspotentiale, sigtdybde og observationer estimeres til at være 2,2 m i 2013. Opfiskning af op til 10.000 t blåmuslinger vurderes ikke at have betydning for sigtdybde i Natura 2000 området, da fiskeriet primært vil foregå i områder med meget store tætheder af muslinger, hvor en udtynding kan fremme udnyttelsen af muslingernes filtrationspotentiale. Det vurderes, at variation i forhold til muslingebestandens udvikling (rekruttering, vækst og overlevelse) vil være af større betydning end fiskeriets fjernelse af muslinger ved den nuværende muslingebestand i Løgstør Bredning.

I forbindelse med fiskeri vil der ske en resuspension af sediment. Denne resuspension kan være af betydning i sommerperioden, hvor den vindinducerede resuspension er lav. I vinterperioden vurderes resuspensionen fra fiskeriet, at være ubetydelig i sammenligning med den naturlige resuspension. En høj tæthed af fartøjer (>15), der fisker i samme område, vil kunne reducere sigtdybden. Det indgår i NaturErhvervstyrelsens bestillingsskrivelse, at maksimalt 15 fartøjer må fiske i et produktionsområde samtidigt. DTU Aqua vurderer, at blåmuslingefiskeriet ikke vil reducere sigtdybden i sommerperioden. NaturErhvervstyrelsen har siden 2011 påbudt anvendelse af et nyt, lettere redskab til muslingefiskeri, som reducerer resuspensionen i forbindelse med fiskeriet betydeligt i forhold til ved fiskeri med hollænderskraberen.

Det er DTU Aquas vurdering, at opfiskning af op til 7.000 t søstjerner ikke vil medføre en resuspension af sedimentet i et omfang, der vil påvirke sigtdybden i Løgstør Bredning.

Disse konklusioner er behæftet med nogen usikkerhed, da resuspensionen i forbindelse med den lette muslingeskraber og søstjernevoddet ikke er kvantificeret. Imidlertid vil begge redskaber med overvejende sandsynlighed medføre en betydelig mindre resuspension end hollænderskraberen.

7.2 Påvirkning af substrat

7.2.1 Natura 2000 planens trusselsvurdering, prognose og målsætning

Boks 4

Miljøministeriets vurdering i Natura 2000 plan

Trusler mod områdets naturværdier

Prædation og fiskeri. På sandbanker og i bugter kan fiskeri med bundsløbende redskaber være en trussel, idet der sker en fysisk ødelæggelse af denne naturtype, dels ved fjernelse af bundflora og bundlevende dyr, og dels ved fjernelse af hårbund, sten og skaller. På rev, inklusive biogene rev, er fiskeri med bundsløbende redskaber af samme årsag en trussel. Den konkrete geografiske afgrænsning af de biogene rev udestår endnu. NaturErhvervstyrelsen har oplysninger om fiskeri med større fartøjer i og omkring området. Dette fiskeri fremgår af Bilag 5 (red. se rapport), hvor fiskeriaktiviteterne i 2010 er vist for fiskefartøjer større end 15m. Fiskeri er vurderet som en trussel mod havlampret, idet det kan medføre reduktion i bestanden af fiskene. Omfanget af det aktuelle fiskeri kendes ikke.

Tilstand og bevaringsstatus/prognose

Prognosen er ugunstig eller vurderet ugunstig for:

- De fire marine typer: Sandbanke, vadeblade, bugt og rev, på grund af for stor tilførsel af næringsstoffer fra oplandet og tilstødende havområder, forhøjede niveauer af miljøfarlige stoffer og invasive arter. Den marine type rev endvidere på grund af fiskeri med bundsløbende redskaber.

Målsætning

Det overordnede mål for Natura 2000-området er:

- Limfjordens marine naturtyper samt fersk- og brakvandssøer i området sikres god vandkvalitet.

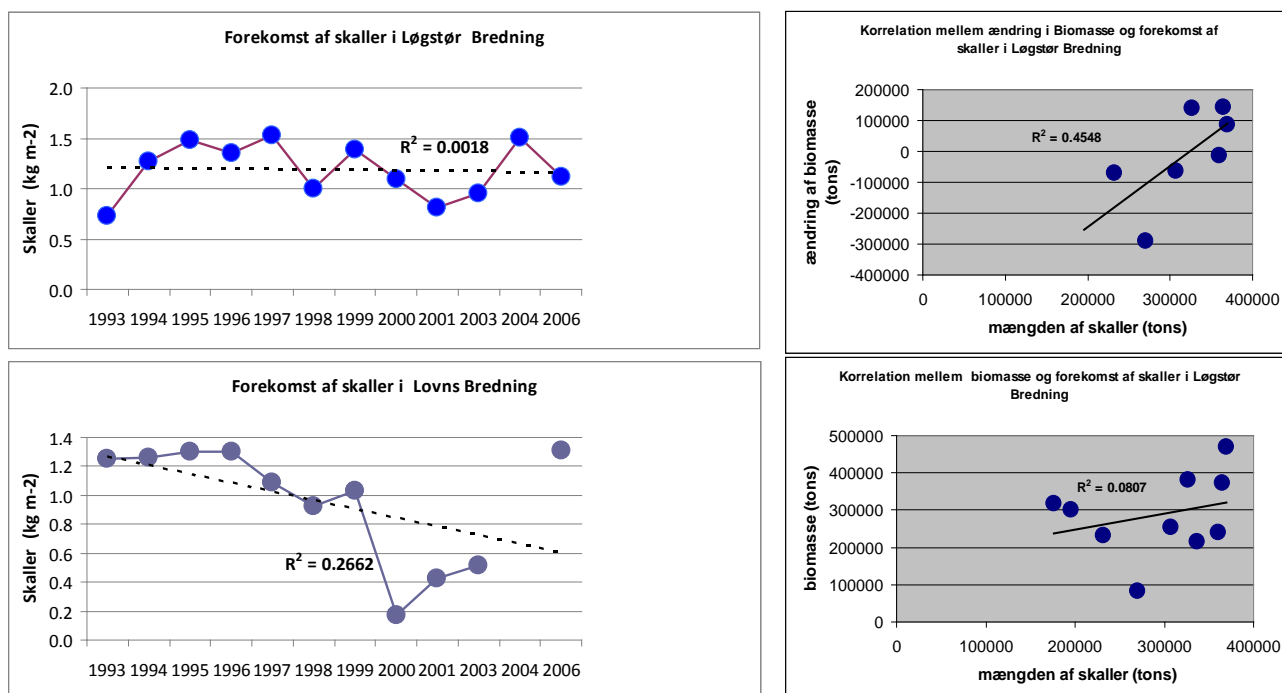
Konkrete målsætninger for naturtyper og arter

- Naturtyper og arter skal have en gunstig bevaringsstatus.
- For naturtyper og arter uden tilstandsvurderingssystem og/eller med en ukendt prognose er målsætningen gunstig bevaringsstatus.

7.2.2 Konsekvensvurderingens analyse

Fiskeriets effekt på forekomsten af arter menes bl.a. at være forårsaget af fjernelsen af substrat. Denne antagelse bygger dels på felteksperimenter og dels på observationer i den nordlige del af Løgstør Bredning. Felteksperimentet viser en sammenhæng mellem substratkompleksitet og reduceret prædation fra krabber (Frandsen og Dolmer 2002). Observationer af muslingerekuttering viser, at mængden af skaller og småsten på bunden har betydning for mængden af muslingeyngel (Frandsen og Dolmer 2002). Petersen et al (2008) har analyseret forekomsten af skaller og blåmuslinger for større områder af Limfjorden. Disse viser en sammenhæng mellem forekomsten af muslingeskaller og forekomsten af blåmuslinger. Analyserne kan dog ikke afgøre om forekomsten af skaller fremmer en rekruttering af blåmuslinger, eller om en stor bestand af blåmuslinger medfører en stor forekomst af skaller. I forbindelse med monitoreringen af blåmuslinger i Limfjorden registrerer DTU Aqua forekomsten af sten og skaller i forsøgsskrab. Forekomsten af dette materiale kan omregnes til mængde substrat på bunden med samme beregningsmetode som for blåmuslinger. På Figur 32 ses forekomsten af skaller i Løgstør og Lovns Bredninger. Det ses, at mængden af substrat i begge områder ligger mellem 0,7 og 1,5 kg m⁻². I Lovns Bredning er forekomsten af skaller dog i 2000 til 2003 lavere. Korrelationsanalyser finder hverken signifikante korrelationer ($P > 0,05$) i Løgstør eller Lovns Bredning. Samlet set for hele Løgstør Bredning ses der ikke en tydelig sammenhæng mellem muslingefiskeri og forekomst af substrat og biomasse. De undersøgelser, der tidligere er gennemført i Løgstør Bredning (Frandsen og Dolmer

2002), er gennemført på stationer med kun 0,4 kg substrat m⁻², hvilket er under den mængde, der normalt findes i Løgstør Bredning.



Figur 32. Forekomsten af substrat i Løgstør Bredning (øverst t.v.) og Lovns Bredning (nederst t.v.). Endvidere vises sammenhæng mellem forekomst af substrat og ændring i muslingebestand, og forekomst af substrat og biomasse af muslingebestand.

7.2.3 Fjernelse af sten

Muslingeindustrien har i perioden 2008 - juni 2013 registreret landinger af sten. Data er indsamlet af Natur-Erhvervstyrelsen. I forbindelse med fiskeriet fra september 2012 til juni 2013 er der i produktionsområde 34 landet 500 kg sten. I 2011/2012 blev der henholdsvis landet 2.575 og 2125 kg sten i område 33 og 39 i Løgstør Bredning. I 2010/11 blev der landet 2.000 kg sten i område 33. I 2008 og 2009 blev der ikke landet sten i forbindelse med muslingefiskeriet i Løgstør Bredning. Landingerne af sten varierer pga. de forskellige bundtyper i produktionsområderne.

Den lette skraber er et spinkelt redskab, sammenlignet med den tidligere anvendte hollandske skraber og vil derfor formodentligt ikke kunne skrabe i områder med større sten.

Fjernelse af sten er en irreversibel proces, idet sten, der fjernes, ikke bliver gendannet. En hypotese har været, at sten kan komme/kommer op af havbunden, som på en mark. Der findes, så vidt vides, ikke videnskabelig information der kan af- eller bekræfte dette. Ifølge GEUS vurderes dette fænomen ikke at forekomme på havbunden.

7.2.4 Konklusion

Der blev landet 500 kg sten i produktionsområde 34 i fiskesæsonen 2012/13. Fjernelse af sten er en irreversibel påvirkning, der reducerer forekomsten af substrat og dermed udbredelsen af makroalger og epibioniske bunddyr. Den lette muslingeskraber udgør en spinkel konstruktion og vil formodentligt ikke kunne anvendes til fiskeri i områder med større sten. I forbindelse med muslingefiskeri vil der blive fjernet muslingeskaller. Disse udgør et vigtigt element i habitatet for en række organismer. Analyser viser, at der ikke over større områder er sket en reduktion i forekomsten af skaller.

7.3 Muslingebestanden

Muslingebanker er en central habitattype for naturtype 1110 og 1160 i H16.

7.3.1 Natura 2000 planens trusselsvurdering, prognose og målsætning

Boks 5

Miljøministeriets vurdering i Natura 2000 plan

Trusler mod områdets naturværdier

Prædation og fiskeri. På sandbanker og i bugter kan fiskeri med bundslæbende redskaber være en trussel, idet der sker en fysisk ødelæggelse af denne naturtype, dels ved fjernelse af bundflora og bundlevende dyr, og dels ved fjernelse af hårbund, sten og skaller. På rev, inklusive biogene rev, er fiskeri med bundslæbende redskaber af samme årsag en trussel. Den konkrete geografiske afgrænsning af de biogene rev udestår endnu. NaturErhvervstyrelsen har oplysninger om fiskeri med større fartøjer i og omkring området. Dette fiskeri fremgår af Bilag 5 (red. se rapport), hvor fiskeriaktiviteterne i 2010 er vist for fiskefartøjer større end 15m.

7.3.2 Konsekvensvurderingens analyse

Muslingebestanden er i 2013 estimeret til ca. 60.000 t i H16 på dybder over 3 m. Bestanden er faldet 60 % i forhold til bestanden i 2012.

Et fiskeri på henholdsvis 20.000 t og 10.000 t (inkl. 5.000 t omplantningsmuslinger) vil fjerne 33 % eller 17 % af den totale muslingebestand. Ifølge Fiskeplanen (Bilag 3 Fiskeplan fra fiskeriets organisationer) vil muslingefiskeriet af konsummuslinger (skallængde > 4,5 cm) blive begrænset til områder, hvor biomassen af blåmuslinger overstiger 1 kg m⁻² og opfiskningen af omplantningsmuslinger (skallængde < 4,5 cm) blive begrænset til områder hvor biomassen af blåmuslinger er større end 2,5 kg m⁻². Gennemsnitsbestanden af muslinger, i området hvor bestanden er over 1 og 2,5 kg m⁻² er henholdsvis 2,1 og 3,5 kg m⁻².

Produktionsundersøgelser i Limfjorden har vist, at blåmuslingernes årlige biomasseproduktion udgør 40 - 50 % af biomassen. Set for hele Natura 2000 området fjernes der ca. 33 - 42 % af muslingeproduktionen (24.000 - 30.000 t), ved et fiskeri på 10.000 t muslinger.

Et fiskeri som foreslået i fiskeplanen på 20.000 t inklusive 5.000 t omplantningsmuslinger vil kunne fiskes på et areal svarende til 13,3 km² eller 4,2 % af arealet i H16 Løgstør Bredning.

Ved et fiskeri af 10.000 t muslinger (inklusive 5.000 t til omplantning) vil påvirke et areal svarende til 5,9 km² og 1,9 % af H16 i Løgstør Bredning. DTU Aqua anbefaler et fiskeri på maksimalt 10.000 t i Løgstør Bredning pga. den reducerede bestand i 2013. Et fiskeri på 20.000 t i bredningen vil ikke true blåmuslinge-

bestanden i Limfjorden. Bestanden i Løgstør Bredning er ikke en selvstændig bestand, idet biomassen af blåmuslinger i Løgstør Bredning udover lokale forhold, som forekomst af søstjerner og iltsvind, i høj grad vil være bestemt af rekruttering fra nærliggende områder og fødetilgang. Imidlertid er biomassen af blåmuslinger meget lav i Løgstør Bredning i 2013, og af forsigtighedshensyn anbefales et maksimalt fiskeri på 10.000 t.

7.3.3 Kumulative effekter

Eutrofiering og naturlig variation har en betydning for muslingebestandens størrelse og dermed for sigtddybden. Fiskeriet kan også have en betydning for muslingebestandens størrelse, og den stigende blåmuslingebestand siden 2006 indikerer, at det reducerede fiskeri kan have haft en positiv effekt på muslingebestanden i Løgstør Bredning. Ændringer i rekrutteringen og dødelighed pga. iltsvind og prædation, har en stor effekt. Iltsvindshændelser, med massedød af blåmuslinger, er rapporteret for en række områder i Limfjorden, herunder Løgstør Bredning. I forbindelse med disse hændelser er der registreret tab af muslinger, der overstiger landingerne fra fiskeriet med en faktor 3-4 (Dolmer et al 1999, Kristensen og Hoffmann 2000). Prædation fra søstjerner er en anden faktor, der har betydning for udbredelsen af blåmuslinger lokalt i Limfjorden og dermed for områdets filtrationspotentiale. Det er således beregnet, at søstjerner lokalt kan fjerne op til 15.000 t muslinger inden for en kortere periode (Holtegaard et al 2008). Det er sandsynligt, at forekomst af søstjerner kan have haft betydning for blåmuslingebestandens aktuelle størrelse i Løgstør Bredning 2013.

7.3.4 Biogene rev

Blåmuslinger har en aggregerende adfærd, og vil selv ved lave tætheder klumpe sig sammen og være bankedannede. I Appendiks 1 i "Marine Habitat definition", se Bilag 5, udgør muslingebanker, der kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype 1170 Rev. Der er ikke udpeget biogene rev i H16, men på nationalt plan, er der en proces i gang med at udpege biogene rev som en del af naturtype 1170. På grund af en manglende definition, er det ikke muligt, at vurdere hvor stor en del af biogene rev i naturtypen 1170, der vil blive påvirket af det ønskede fiskeri.

7.3.5 Konklusion

Et fiskeri som ønsket i fiskeplanen på 20.000 t (inklusive 5.000 t omplantningsmuslinger) vil fjerne 33 % af bestanden. Bestanden af blåmuslinger udgør i 2013 60.000 t, hvilket er et fald på 60 % i forhold til bestanden i 2012. DTU Aqua anbefaler på baggrund af den reducerede blåmuslingebestand i 2013, at der maksimalt fiskes 10.000 t blåmuslinger (inklusive 5.000 t omplantningsmuslinger). Produktionen af muslinger udgør 40 - 50 % af biomassen og et fiskeri på 10.000 t muslinger vil fjerne ca. 33 - 42 % af muslingeproduktionen (30.000 - 24.000 t). Såfremt der ikke opstår iltsvind og høj dødlighed af blåmuslinger i Løgstør Bredning vil et fiskeri af i alt 10.000 t blåmuslinger ikke påvirke bestandens størrelse.

7.4 Søstjerner

7.4.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Søstjerner udgør en del af bundfaunaen, som er et centralt element i habitatyper for naturtype 1160 og 1110 i H16, se Bilag 5 Marine habitattype-definitioner.

Boks 6

Miljøministeriets vurdering i Natura 2000 plan (Miljøministeriet, 2011)

Trusler mod områdets naturværdier

Næringsstofbelastning. De marine områder er som resten af Limfjorden påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land. I de mest lavvandede områder resulterer det i masseopblomstring af enårige makroalger, der er med til at nedsætte ålegræssets fladeudbredelse. I områder med større vanddybde resulterer det i masseopblomstring af planteplankton, som dels medfører nedsat sigtddybde, hvilket reducerer dybdeudbredelsen af ålegræs og flerårige tangarter, og dels med mellemrum medfører tilfælde af iltsvind ved bunden. Bundfaunaens sammensætning og fødegrundlaget for sæler og flere fugle på udpegningsgrundlaget påvirkes negativt af disse forhold.

Prædation og fiskeri. På sandbanker og i bugter kan fiskeri med bundsløbende redskaber være en trussel, idet der sker en fysisk ødelæggelse af denne naturtype, dels ved fjernelse af bundflora og bundlevende dyr, og dels ved fjernelse af hårbund, sten og skaller. På rev, inklusive biogene rev, er fiskeri med bundsløbende redskaber af samme årsag en trussel. Fiskeri er vurderet som en trussel mod havlampret, idet det kan medføre reduktion i bestanden af fiskene. Omfanget af det aktuelle fiskeri kendes ikke.

Målsætning

Konkrete målsætninger for naturtyper og arter

Der opstilles følgende konkrete målsætninger, som fastlægger de langsigtede mål for naturtyper og arter i Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg:

For naturtyper og arter uden tilstandsvurderingssystem og/eller med en ukendt prognose er målsætningen gunstig bevaringsstatus. Det betyder, at tilstanden og det samlede areal af levestederne for områdets udpegede arter stabiliseres eller øges, således at der er grundlag for nedennævnte bestandstal eller – for arter uden bestandstalsmål – grundlag for tilstrækkelige egnede yngle- og fourageringsområder.

7.4.2 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af søstjerner

Søstjerner er generelt anset for i mange kystnære økosystemer at være nøgleart som prædator. De har kapacitet til at kontrollere udbredelse og tæthed af deres byttedyr og er kendt for at forekomme i store koncentrationer på blåmuslingebanker, hvor deres fødesøgning kan fortsætte til der ikke er flere byttedyr (Gallagher et al 2008). Søstjerners fødevalg kan omfatte flere arter, men deres foretrukne fødevalg er muslingearter og især epifaunale muslinger som blåmuslinger (Holtegaard et al 2008). Søstjerner kan på den ene side overleve lange perioder uden fødetilgang, fx om vinteren hvor de er forholdsvis inaktive, og på den anden side have en meget stor fødeoptagelse, når temperaturen er den rette (omkring 15 °C). Der er ligeledes indikationer på, at søstjerner bliver stimuleret til øget fødesøgningsaktivitet, når de stimuleres sammen i tætte klynger (Agüera et al 2012). Under optimale forhold kan søstjerner indtage ca. en tredjedel af deres egen vådvægt pr dag i form af blåmuslinger (vådvægt af hele dyr).

Potentielt kan strandkrabber, et antal arter af dykænder og andre fugle som fx måger samt enkelte fisk spise søstjerner, men reelt er prædationen på søstjerner ret begrænset og bestandene synes primært styret af miljø- og fødeforhold (Holtegaard et al 2008). Høje temperaturer og lav iltspænding er således forhold, der er ugunstige for søstjernerne. På baggrund af data fra den regionale miljøovervågning blev det fundet, at individtætheder af søstjerner i Limfjorden varierede med et sinus-formet forløb i perioden 1979 - 2005 uden, at det dog var muligt at identificere de styrende parametre (Holtegaard et al 2008). Biomassen af søstjerner varierede

imidlertid ikke med samme forløb og hvilke parametre, der er primært styrende for bestanden i Limfjorden er ikke beskrevet.

7.4.3 *Potentielle effekter af søstjernefiskeri*

Fiskeri efter søstjerner foregår i Limfjorden med et såkaldt søstjernevod, der i den nyeste version, som bruges af de fleste af fiskerne i Limfjorden, består af bom, gummirub og netpose (Figur 33). Det er gummiruben, en kæde påmonteret stor og små gummiskiver, der trækkes henover bunden og sikrer, at søstjernerne hvirvles op og fanges i netposen. Bommen sikrer, at rubben spændes ud, men rører ikke selv bunden under fiskeriet. Netposen har påmonteret kugler til at holde den oppe. Der er DTU Aqua bekendt ikke foretaget kvantitative målinger af hverken redskabets effektivitet eller påvirkning af bunden. Søstjerner er ikke karakteriseret som en særligt beskyttelsesværdig organisme og kan tværtimod potentielt påvirke biogene rev negativt. Der foreligger ikke en udpegning af biogene rev i danske farvande, men eksempler på definitioner af biogene rev er muslingebanker, der kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer (se Bilag 5 Marine habitattype-definitioner). Med deres dokumenterede prædation på banker af blåmuslinger (f.eks. Gallagher et al 2008, Agüera et al 2012) kan søstjerner således potentielt være en trussel mod biogene rev. Fiskeriet vil fortrinsvis foregå på tætte bestande af søstjerner og dermed primært påvirke disse og effekterne af fiskeriet vil derudover primært relatere sig til epibentiske arter (f.eks. søpunge) og lettere materiale, som skalfragmenter mm der resuspenderes ved voddets passage. I forbindelse med et forsøgsfiskeri i 2013 efter søstjerner har Dansk Skaldyrcenter målt sammensætning af voddets fangst på tilfældigt udtagne spandeprover. Fra 11 prøver af fiskeri i Sallingsund bestod fangsten af ca. 91 % søstjerner, 3 % tomme skaller, 2,9 % søpunge, 2,2 % blåmuslinger, 0,3 % krabber og 0,6 % andet. Bifangsterne vil givetvis variere mellem lokaliteter og generelt set er bifangstmængden faldet i takt med, at fiskeriet har fået indstillet redskabet. Potentielle effekter på ålegræs og makroalger er beskrevet ovenfor i de respektive kapitler.



Figur 33. Billede af søstjernevod.

7.4.4 Konsekvensvurdering af et søstjernefiskeri

Et fiskeri på 7.000 t søstjerner i perioden 2013 - 14 som foreslået i Fiskeplanen vil udgøre 20 - 48 % af bestanden i Løgstør Bredning afhængigt af hvilken metode, der anvendes til bestemmelse af bestandens samlede størrelse. I forhold til den samlede bestand af søstjerner i Limfjorden vurderer DTU Aqua, at et fiskeri på 7.000 t plus et evt. fiskeri i Lovns Bredning på op til 2.000 t er bæredygtigt i forhold til søstjernebestanden i Limfjorden. Estimatet af bestandens størrelse er forbundet med en betydelig usikkerhed, fordi der ikke er veldokumenterede data for bestanden i Limfjorden, men alene den relative stigning i bestandens størrelse gennem de senere år bevirker, at vurderingen af betydning af et fiskeri for hele bestanden af søstjerner ikke er forbundet med betydelig usikkerhed.

Arealpåvirkning af søstjernevoddet vil afhænge af tætheden af søstjerner i det fiskede område og redskabets effektivitet. Der findes ingen videnskabelig dokumentation af redskabets effektivitet og biomasseestimerne er forbundet med betydelig usikkerhed. Usikkerheden i biomasseestimerne vedrører både tætheden af søstjerner og deres individuelle vægt. Således er der i denne analyse brugt en gennemsnitlig størrelse af søstjerner på 77 g, men observationer i foråret 2013 i forbindelse med M/S Limfjordens prøvefiskeri har vist middelstørrelser af søstjerner på >140 gr. og der er tidligere rapporteret om individuelle vægte af søstjerner i Limfjorden på >300 g (Holtegaard et al 2008). Det kan antages, at fiskeri efter søstjerner dels vil foregå på de største tætheder af søstjerner, dels vil finde sted på tætte forekomster af muslinger, da muslinger er søstjernernes primære fødeobjekt. DTU Aqua har endvidere i mangel på andre informationer antaget, at søstjernevoddet har en effektivitet på 65 % svarende til muslingeskraberen. Estimer af maksimale tætheder af søstjerner varierer i afhængighed af metode mellem 0,2 og 1,0 kg m⁻², hvilket vil give en arealpåvirkning på henholdsvis 3,4 - 17 % af arealet af Løgstør Bredning ved et fiskeri på 7.000 t søstjerner. Dette estimat er behæftet med en meget betydelig usikkerhed. Der er i estimatet taget højde for data både fra skrabetogter og videotranssekter. De langt flere stationer på videomonitoringen gør det sandsynligt, at videotranssekterne giver det mest retvisende billede. Desuden har fiskernes egne data i forbindelse med prøvefiskeri efter søstjerner i Limfjorden i foråret 2013 givet meget større individuelle vægte af søstjerner. Det er derfor sandsynligt, at estimer på omkring 1 kg m⁻² er mest repræsentative for tætte forekomster. For at sikre en vis forsigtighed i lyset af de store usikkerheder forbundet med metoderne, vurderer DTU Aqua, at en gennemsnitlig biomasse i tætte forekomster af søstjerner på 0,7 kg m⁻² kan bruges til beregning af arealpåvirkning og at denne ved det foreslåede fiskeri dermed er 4,9 %. Dette estimat er forbundet med meget store usikkerheder, men afspejler, at der generelt er fundet lavere tætheder i Løgstør sammenlignet med Lovns Bredning. Det skal bemærkes, at fiskeri ved lavere tætheder næppe vil være økonomisk bæredygtigt.

7.4.5 Konklusion

Det planlagte fiskeri på 7.000 søstjerner vil fjerne mellem 20 - 48 % af bestanden af søstjerner, der er steget i Løgstør Bredning de senere år. Søstjernefiskeriet er bæredygtigt i forhold til bestanden i Limfjorden. Fjernelse af søstjerner fra Natura 2000 områder kan potentielt være et middel til bevarelse af biogene rev. På baggrund af den eksisterende viden vurderer DTU Aqua, at et fiskeri efter 7.000 t søstjerner vil påvirke 4,9 % af arealet i Løgstør Bredning. Estimerne er forbundet med en meget betydelig usikkerhed. Der er meget stort behov for yderligere viden om effekter af søstjernefiskeri og metoder til bestandsestimering, hvis et vedvarende fiskeri i en længerevarende årrække skal kunne konsekvensvurderes.

7.5 Ålegræs

Ålegræs er en central habitattype for naturtype 1160 i H16.

7.5.1 Natura 2000 planens trusselsvurdering, prognose og målsætning

Boks 7

Miljøministeriets vurdering i Natura 2000 plan (Miljøministeriet, 2011)

Trusler mod områdets naturværdier

Næringsstofbelastning: De marine områder er som resten af Limfjorden påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land. I de mest lavvandede områder resulterer det i masseopblomstring af enårige makroalger, der er med til at nedsætte ålegræssets fladeudbredelse. I områder med større vanddybde resulterer det i masseopblomstring af planteplankton, som dels medfører nedsat sigtddybde, hvilket reducerer dybdeudbredelsen af ålegræs og flerårige tangarter, og dels med mellemrum medfører tilfælde af iltsvind ved bunden. Bundfaunaens sammensætning og fødegrundlaget for sæler og flere fugle på udpegningsgrundlaget påvirkes negativt af disse forhold.

Prædation og fiskeri. På sandbanker og i bugter kan fiskeri med bundslæbende redskaber være en trussel, idet der sker en fysisk ødelæggelse af denne naturtype, dels ved fjernelse af bundflora og bundlevende dyr, og dels ved fjernelse af hårbund, sten og skaller.

7.5.2 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs

Ålegræs anses for at være en nøgleorganisme både til at vurdere miljøtilstand og som habitatdannende organisme. Tætte bede af ålegræs danner i sig selv en habitat gennem den struktur som bladene danner og ålegræshabitatet kan fungere som skjul for småfisk og fiskeyngel og som levested for en række associerede organismer. Derudover er tætte ålegræsbede kendetegnet ved høj produktivitet, en lav regenerering af næringssalte, da en del bliver lagret i rodstænglerne, og en reduktion af den fysiske/hydrodynamiske påvirkning af bunden (Flindt et al. 1999, Duarte 2000, Bergamasco et al 2003, Marbá et al 2006, Larkum et al 2006, Hansen et al 2012). Derudover anvendes ålegræssets dybdeudbredelse som indikator for miljøtilstand i relation til opfyldelse af Vandrammedirektivets målsætninger. Samlet er der således flere årsager til, at ålegræssets bevarelse er af betydning for miljøkvalitet i kystnære områder.

Ålegræssets forekomst og tilstand påvirkes af en række forskellige faktorer. Kendte faktorer, der påvirker ålegræsset negativt, er eutrofiering generelt (Cardoso et al 2004, Orth et al 2006, Walker et al 2006, Burkholder et al 2007, Van Katwijk et al 2011) og specifikt de afledte effekter som reduceret lysgennemtrængning som følge af øget planktproduktion (Borum et al 1985, Ralph et al 2006) og iltsvind herunder forekomst af svovlbrinte (Pedersen et al 2004), og især når der forekommer iltsvind i både vandsøjlen og i bunden. Andre eutrofieringsrelaterede forhold, der påvirker ålegræssets overlevelse og tilstand negativt, er forekomst af drivende makroalger, som kan rive nye skud op, eller tab af egnet substrat, der er tilstrækkelig fast til at kunne holde på frøspirede planter (Valdemarsen et al 2011, Canal-Vergés et al 2012). Derudover kan temperaturstigninger (Greeve et al 2003) og antropogen fysisk/mekanisk stress påvirke ålegræsset negativt. Fysisk/mekanisk stress kan forekomme f.eks. i forbindelse med råstofudvinding eller ved fiskeri (se nedenfor).

Ålegræssets tilstand i Limfjorden er overordnet præget af mange års eutrofiering med de deraf afledte effekter i form af reduceret lysgennemtrængning, øget forekomst af iltsvind og ændrede sedimentforhold, der har medført en betydelig tilbagegang i forekomsten sammenlignet med forholdene før ålegræssygen, der i sig

selv reducerede udbredelsen af ålegræs i Limfjorden betydeligt (Krause-Jensen & Rasmussen 2009). En analyse af tilstanden i nyere tid har vist, at dybdegrænsen for ålegræssets udbredelse i Limfjorden i perioden fra 1985 - 2003 faldt til ca. 2 m (Markager et al, 2006).

Genetablering af ålegræs i forbindelse med nedsat miljøpåvirkning, f.eks. i form af øget sigtddybde, foregår gennem asekuel, vegetativ vækst eller ved spredning af frø og frøspirede planter. Den vegetative formering gennem rodskud er den mest robuste måde og mest uafhængig af miljøforholdene, men er til gengæld en langsom proces med et spredningspotentiale af bede på $<30 \text{ cm år}^{-1}$ (Olesen and Sand-Jensen 1994). Spredning af frø og frøspirende planter kan potentielt hurtigere lede til etablering af nye bede, men er en mere tilfældig proces, der bl.a. vil være afhængig af lokale vandstrømme og vækstforhold på bunden. De frøspirede planter er desuden mere følsomme overfor både antropogen og naturlig påvirkning og har generelt en lav overlevelse. F.eks. er det beregnet, at spiringssuccessen af frø er i størrelsesordenen max. 5 - 10 % i Chesapeake Bay (Orth et al 2006), mens overlevelse af frøspirede planter i forskellige områder er max. 10 % (Hootsmans et al 1987, Churchill 1983, Harrison 1993, Olesen and Sand-Jensen 1994b, Olesen 1999, Valdemarsen et al 2010). Endelig er det i Limfjorden beregnet, at det kræver min. 3 - 5 år efter de første planter er overlevet til en ålegræsplet af bæredygtigt størrelse er etableret (Olesen and Sand-Jensen 1994). Samlet set er udbredelsen af ålegræs gennem kønnet formering en tilfældig proces med en tidshorisont på 5, 10 eller 20 år afhængigt af lokale forhold (Pedersen et al 1999). Årsagerne til den ringe samlede succesrate for ålegræssets kønnede formering er ikke fuldt ud belyst, men forhold som ålegræssets almene tilstand og dækningsgrad, iltforhold, fysiske forstyrrelser samt lysforhold og temperatur har betydning. Ny forskning viser, at ålegræsset fortrinsvis formerer sig vegetativt ved rodskydning på lavere dybder (0 - 2 meter) og fortrinsvis seksuelt ved frøspredning på større dybder (Olesen 2009).

7.5.3 *Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs*

Effekten af skrabning efter muslinger kan deles i to typer af effekter: Direkte ved påvirkning af redskabet og indirekte som følge af ophvirvling af sediment.

Direkte effekter: Muslingeskrab kan forårsage skade på bestande af ålegræs gennem fysisk påvirkning af både voksne planter, skud, frøspirede planter og frøpuljen (Vining 1978, Dayt et al 1995, Barnette 2001, Morgan and Chuepagdee 2003). Skader på de voksne planter kan variere og bl.a. omfatte afrivning af blomsterstande, afrivning af blade fra rhizomerne og begravelse af planterne under sediment som vil lede til nedsat vækst og overlevelse (Street et al 2005). Ved dybtgående redskaber kan der desuden forekomme skader på eller forstyrrelser af rhizom-systemet, som vil medføre dysfunktion af bladene og ultimativt planternes død (Jolley 1972, Tarnowski 2006). Der er ikke foretaget studier af effekter af den lette muslingeskraber på ålegræs. Et målrettet fiskeri med muslingeskraber i tætte ålegræsforekomster er imidlertid ikke særlig sandsynligt. For det første er der i tætte ålegræsbede sjældent større forekomster af muslinger, effektiviteten af skraberen er endvidere meget lav i ålegræsbede og endelig vil der med udgangspunkt i NaturErhvervstyrelsens anmodning til DTU Aqua om grundlaget for konsekvensvurderingen for Løgstør Bredning ikke være sammenfald mellem fiskeriområder og tætte ålegræsforekomster. Ålegræsbede kan i et vist omfang regenerere sig efter skader forårsaget af fysiske forstyrrelser. Mindre skader fx forårsaget af bådpropeller eller storme kan regenereres i løbet af uger til få måneder (Williams 1988), mens regenerering af mere omfattende eller gentagende skader vil tage længere tid, afhængigt af skadens omfang fra 2 år til dekader (Rasheed 1999, Davwes et al 1997, Ærtebjerg et al 2003). Forsvinder ålegræsset helt fra et område er det ikke sikkert, at ålegræsset vender tilbage igen. Dette er observeret i flere danske kystnære områder, hvor ålegræsset på trods af en forbedring i vandkvaliteten og deraf følgende større sigtddybder ikke er vendt tilbage (Carstensen & Krau-

se-Jensen 2009). Årsagen hertil er endnu ikke endelig klarlagt og vil sandsynligvis variere afhængigt af lokale forhold.

Effekten af skrabning på frø og frøspirede planter er mindre velstuderet og vil desuden være afhængig af redskab og hvor dybt dette går under skrabning. Hollænderskraberen er vurderet til at påvirke de øverste 0,2-2 cm af havbunden (Dyckjær et al 1995). Der er ingen dokumentation af dybdegang af den lette muslingeskraber og det er derfor ikke muligt præcist at forudsige effekterne af skrabning, men da den lette skraber vejer mindre og samler mindre bundmateriale, kan det antages, at den vil have en mindre påvirkning og maksimalt vil påvirke de samme dybder. Den kritiske dybde for succesfuld frøspiring er 5 - 6 cm og spiringen er størst i de øverste sedimentlag. Fjernelse af frø som følge af fiskeri vil fortynde frøpuljen og mindske sandsynligheden for succesfuld spiring. Foreløbige studier gennemført af DSC og DTU Aqua viste ingen signifikante effekter af skrabning på frøpuljen, men resultatet er ikke entydigt, da forsøgsområdet i lighed med det meste af Limfjorden havde meget lav tæthed af frø og disse var heterogent fordelt. Der kan således ikke konkluderes endegyldigt om effekter på frøpuljen på baggrund af eksisterende viden. Der er ligeledes meget begrænset viden om effekter på frøspirede planter, men da disse generelt har en meget lav grad af forankring i sedimentet, er det overvejende sandsynligt, at skrabning vil medføre omfattende eller total dødelighed af frøspirede planter.

Der findes ingen studier af effekter af søstjernevod på ålegræs. Søstjernevodet er et betydeligt lettere redskab uden en ramme, det skraber ikke på samme måde i bunden, og det er stort set kun den bagerste del af netposen, der har kontakt med bunden (Holtegaard et al 2008). Redskabet må således forventes at gøre mindre skade på ålegræsset, men vil sandsynligvis skade frøspirede planter og nye skud, men ikke frøpuljen.

Indirekte effekter: Indirekte effekter omfatter permanente forandringer af bundens struktur og effekter associeret til resuspension herunder reduceret lysgennemtrængning samt frigivelse af næringssalte og iltforbrugende materiale. Permanente skader i relation til ålegræs kan potentielt forekomme ved gentagende skrabning, der kan lede til ændringer i sedimentets kornstørrelsesfordeling (Mercaldo-Allen & Goldberg 2011) således, at lette (mudder-) partikler dominerer i de øverste lag og dermed reducerer forankringsevnen for frøspirende planter samt øger risikoen for forøget naturlig resuspension ved vindhændelser. Karakteren og varigheden af sådanne potentielle effekter på sedimentets sammensætning vil afhænge af forstyrrelsens karakter og rekolonisering af infauna (Robinson et al 2005).

Resuspension ved skrabning er beskrevet i afsnit 7.1. Sigtdybde er bestemmende for ålegræssets dybdeudbredelse (Olesen 1996) og skrabning kan på forskellig vis medvirke til lokalt at mindske vandets klarhed og dermed potentielt forringe levevilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation (se afsnit 7.5).

7.5.4 Historisk udbredelse af ålegræs i Løgstør Bredning

Historiske ålegræsundersøgelser (Ostenfeld 1908) viser, at ålegræsset i 1908 var udbredt til 5,5 meters dybde i Løgstør Bredning (Figur 8).

De tidligere Limfjordsamters og senere Naturstyrelsen Vestjyllands undersøgelser i perioden 1988 til 2012 viser, at dybdeudbredelsen i hele perioden har varieret mellem 0,0 og 4,3 meter i Løgstør Bredning (transekt 12, 16 (DMU0136), 32 (DMU0581) og 43 (Figur 9).

Ålegræssets dybdegrænse har været stigende de senere år i den nordlige del af bredningen, som er lukket for muslingefiskeri og sjældent udsættes for iltsvind. I den sydlige del af bredningen har ålegræssets dybdegrænse været i tilbagegang siden 2004, og ålegræsset er helt forsvundet på transekt 32. Den dårlige tilstand i

den sydlige del af bredningen skyldes formodentligt, det hyppige iltsvind i denne del af fjorden, idet der ikke er blevet skrabet indenfor 4 m de sidste tre år og indenfor 3 m de sidste 15 år.

7.5.5 *Observeret dybdegrænse for ålegræs*

Definition: Den observerede maksimale dybdegrænse er den maksimale dybde, hvor levende ålegræs er observeret i området på én station/transekt og baseret på de nyeste, tilgængelige data.

Naturstyrelsen Vestjylland fandt maksimale dybdegrænser på 3,3 og 4,3 m på transekt 16 og 43 i den nordlige del af bredningen i 2012, hvorimod ålegræsset helt er forsvundet på de to sydlige transekter (12 og 32) (Figur 9). DSC og DTU Aqua foretog en meget omfattende bestandsundersøgelse af ålegræs og makroalger (1 - 6 m) i Lovns og Løgstør Bredninger i 2012 (Figur 10). Levende ålegræsskud eller frøspirede planter blev fundet ud til 5 meter på 5 transekter. Tætte bestande af ålegræs (dækningsgrad 3) fandtes primært i 2 områder i Løgstør Bredning, i henholdsvis den nordlige del af bredningen og omkring Livø Tap. Det resterende ålegræs bestod også i 2012 af spredte, enkeltstående ålegræsplanter (dækningsgrad 1 - 2), og størstedelen af bestanden i Løgstør Bredning består af enkeltstående planter. Der er ikke inkluderet døde ålegræsskud i disse observationer. Den maksimalt observerede dybdegrænse for ålegræs er således 5 m.

DSC og DTU Aquas undersøgelse af ålegræs blev foretaget i juni - september 2012. Store dele af en ålegræsbestanden dør i løbet af efteråret og vinteren i danske kystområder, kun ålegræsforekomster $>1 \text{ m}^2$ har en god chance for at overleve til det følgende år (Petersen et al 1999). Det følgende forår vil ålegræsset skyde igen fra frø og brede sig fra det overlevende ålegræs ved vegetativ formering. Ålegræssets arealmæssige udbredelse i Løgstør Bredning vil derfor fortrinsvis bestå af nyrekrutterede ålegræsskud. Ålegræsbestanden i Bredningen er sårbar på grund af de meget få etablerede, overvintrende bestande, som kan producere frø, hvorfra en nyrekruttering til og gen-etablering af bestanden i bredningen kan ske.

7.5.6 *Model-estimeret maksimal dybdegrænse*

Definition: Der er for en række fjorde fundet en sammenhæng mellem vandets sigtdybde og den maksimale dybdeudbredelse af ålegræs, således at den potentielle dybdegrænse kan modelleres på baggrund af data for sigtdybde.

Flere modeller baseret på empiriske analyser i en række kystområder, herunder Limfjorden, har vist en sammenhæng mellem sigtdybden og dybdegrænsen for ålegræs (Krause-Jensen et al 2008, Nielsen et al 2002). På baggrund af en gennemgang af modellerne og sammenligning med observerede dybdegrænser er der til denne analyse valgt en model udviklet af Nielsen et al (2002) baseret på et meget stort datamateriale fra hovedsageligt fjorde og andre lukkede vandområder. Sigtdybden beregnes hos Nielsen et al (2002) som et gennemsnit for de måneder, hvor ålegræsset vokser (marts til oktober).

$$\text{Dybdegrænse(m)} = 0,339(\pm 0,611) + 0,786(\pm 0,126) * \text{sigtdybde(m)}, (R^2 = 0,606)$$

\pm angiver standardafvigelsen på parametrene i formelen (Nielsen et al 2002).

Sigtdybden målt af Naturstyrelsen Vestjylland i 2012 var i Løgstør Bredning i gennemsnit 4,5 m i ålegræssets vækstperiode (marts til oktober) (Figur 7). På baggrund af denne sigtdybde kan den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs beregnes til $3,9 \pm 1,8 \text{ m}$ (gennemsnitsdybde \pm standardafvigelse) ved at bruge ovenstående model (Tabel 2). Den observerede, maksimale udbredelse i 2012 for levende ålegræs var 4,3 m på Naturstyrelsens stationer og 5 m i DSC og DTU Aquas undersøgelser. Ud fra Nielsen et al (2002) kan den

potentielle dybdegrænse i 2013 beregnes til at være 2,9 m i Løgstør Bredning alene ved brug af sigtddybdeobservationer for perioden marts - juli.

Tabel 2. Estimerede og observerede dybdegrænser for ålegræs i Løgstør Bredning i perioden 2008 - 2013. Sigtdybden er beregnet som gennemsnittet for ålegræssets vækstperiode (marts - oktober, Nielsen et al (2002)). Sigtdybderne for 2008 - 2012 er beregnet på baggrund af sigtdybde data fra Naturcenter Vestjylland og de med * markerede værdier er beregnet for perioden marts - juli 2013. De observerede dybdegrænser er fra observationer på hhv. Naturcenter Vestjyllands transekter og DSC og DTU Aquas transekter. ** I 2009 monitorerede DTU Aqua kun ud til 4 m.

Potentiel dybdegrænse (m)	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Sigtddybde (m)	3,9	4,8	4,1	3,9	4,5	3,2*
Observeret dybdegrænse NST (m)	3,3	-	3,9	4,1	4,3	-
Observeret dybdegrænse DSC (m)		4**	5		5	-
Model-estimeret dybdegrænse (m)	3,4	4,1	3,6	3,4	3,9	2,9*

Der har det seneste år været rejst en diskussion af anvendeligheden af dybdegrænser estimeret ved hjælp af empiriske relationer som ovennævnte. Relationerne har vist sig kun i begrænset omfang at afspejle forholdene, når miljøforholdene forbedres som følge af reducerede tilførsler af næringssalte (Naturstyrelsen 2012). Således fandt Carstensen & Krause-Jensen (2012) ingen entydig sammenhæng i 20 danske, kystnære områder mellem ændringer i sigtddybde og ændringer i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse. Dette har fået Naturstyrelsen til at konkludere, at ålegræsværktøjet ikke er anvendeligt til at vurdere reetablering af ålegræs (Naturstyrelsen 2012). De modelberegnedes dybdegrænser vil således ikke i sig selv kunne bruges til at forudsige ålegræssets dybdeudbredelse. Endvidere har de observerede dybdegrænser i alle år været større end de model-estimerede.

7.5.7 Konsekvensvurdering af fiskeriet påvirkning af ålegræssets udbredelse

Der er i Fiskeplanen ønsket et fiskeri af 20.000 t muslinger og 7.000 t søstjerner. Dybdegrænsen er i Natur-Erhvervstyrelsens bestillingsskrivelse er for begge fiskerier fastsat til 5 m og 6 m i de områder, hvor ålegræsset vokser ud til 5 m. Der er i 2012 observeret enkelte frøspirede planter ud til 5 m i den nordlige del af Løgstør Bredning, som er omfattet af fiskeriforbudszonen, omkring Livø Tap samt i den nordlige del af Bjørnsholm Bugt (Figur 34). DTU Aqua vurderer, at hvis der lægges en beskyttelseszone ud til 6 m kurven omkring Livø Tap og i Bjørnsholm Bugt, vil et fiskeri som beskrevet ikke vil overlappende med ålegræssets observerede eller model-estimerede dybdeudbredelse og vil med stor sandsynlighed ikke påvirke udbredelsen af ålegræs.

Ålegræs kassen ved Livø Tap: følger 6 m grænsen omkring tappen. Det drejer sig om mange koordinater (132) som DTU Aqua gerne specificerer på nærmere opfordring.

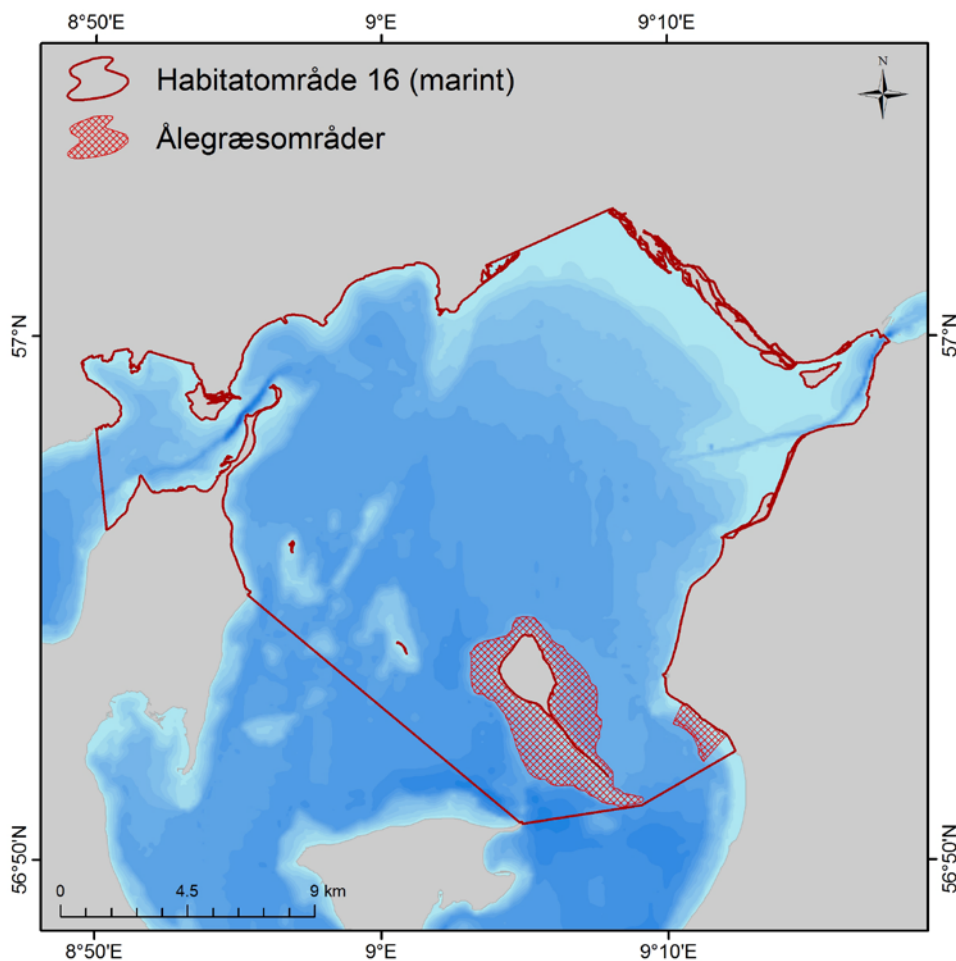
Ålegræskasse ved Bjørnsholm Bugt (følger 6 m grænsen):

56 52 998 N 9 10 510 E

56 52 390 N 9 12 045 E

56 52 608 N 9 10 164 E

56 51 880 N 9 11 224 E



Figur 34. Ålegræs beskyttelseszone omkring Livø Tap og i Bjørnsholm Bugt i sæsonen 2013/14. Ålegræskasserne følger 6 m dybdegrænsen.

7.5.8 Konklusion

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslingeskraber samt med søstjernevod i Løgstør Bredning på vanddybder >5 m ikke vil påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse i habitatområde H16. Muslingeskrab indenfor ålegræssets observerede og estimerede dybdeudbredelse i 2012 vil ikke forekomme, og fiskeriet vil ikke begrænse ålegræssets arealmæssige udbredelse eller forringe ålegræssets mulighed for at forøge sin dybdeudbredelse i habitatområdet, da der i de tilladte fiskeområder ikke forekommer tætte bede af ålegræs, ikke er observeret frøspirede planter eller enkeltstående planter og ikke kan forventes succesfuld spiring af spredte frø. På baggrund af eksisterende viden om resuspension i forbindelse med fiskeriet kan det endvidere forventes, at et fiskeri ikke vil lede til en betydende udskygning af ålegræsset. Denne konklusion er baseret på implementering af de generelle krav til fiskeriet som specificeret i NaturErhvervstyrelsens bestillingsskrivelse om brug af den lette skraber, max. 15 fartøjer ad gangen i hvert fiskeområde, og at ålegræsset beskyttes mod fiskeri efter muslinger og søstjerner omkring Livø Tap og i Bjørnsholm Bugt.

DTU Aqua vurderer, at der med de meget omfattende transektstudier af ålegræs gennemført i Løgstør Bredning i 2012 er et solidt datagrundlag for konsekvensvurderingen i forhold til potentiel påvirkning af ålegræs-

set som følge af Fiskeplanens forslag til fiskeri. Resultaterne fra transektundersøgelsen i 2012 er stort set sammenfaldende med tidligere undersøgelser gennemført af DSC og DTU Aqua med samme metode. De omfattende undersøgelser giver et mere detaljeret billede end data fra det nationale overvågningsprogram, der udelukkende undersøger ålegræssets udbredelse på få transekter. Det er derfor DTU Aquas vurdering, at konsekvensvurderingen i relation til ålegræs er forbundet med en lille usikkerhed, der dog ikke kan opgøres kvantitativt på en videnskabelig holdbar måde.

I forbindelse med et igangværende modelarbejde omkring ålegræssets aktuelle og potentielle udbredelse forventer DTU Aqua at få yderligere informationer, der kan udvide det faglige grundlag for beslutninger vedrørende ålegræssets beskyttelse.

7.6 Makroalger

7.6.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Bentiske makroalger er en central habitattype for naturtype 1160 i H16.

Boks 8

Miljøministeriets vurdering i Natura 2000 plan (Miljøministeriet, 2011)

Trusler mod områdets naturværdier

Næringsstofbelastning. De marine områder er som resten af Limfjorden påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land. I de mest lavvandede områder resulterer det i masseopblomstring af enårige makroalger, der er med til at nedsætte ålegræssets fladeudbredelse. I områder med større vanddybde resulterer det i masseopblomstring af planteplankt, som dels medfører nedsat sigtddybde, hvilket reducerer dybdeudbredelsen af ålegræs og flerårige tangarter, og dels med mellemrum medfører tilfælde af iltsvind ved bunden.

Prædation og fiskeri. På sandbanker og i bugter kan fiskeri med bundslæbende redskaber være en trussel, idet der sker en fysisk ødelæggelse af denne naturtype, dels ved fjernelse af bundflora og bundlevende dyr, og dels ved fjernelse af hårbund, sten og skaller.

Tilstand og bevaringsstatus/prognose

Prognosen er ugunstig eller vurderet ugunstig for:

- De fire marine typer: Sandbanke, vadeblade, bugt og rev, på grund af for stor tilførsel af næringsstoffer fra oplandet og tilstødende havområder, forhøjede niveauer af miljøfarlige stoffer og invasive arter.

Målsætning

Konkrete målsætninger for naturtyper og arter

Der opstilles følgende konkrete målsætninger, som fastlægger de langsigtede mål for naturtyper og arter i Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg:

7.6.2 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger

Makroalger er som ålegræs at betragte som nøgleorganismer i et økosystem, fordi de både skaber struktur, og dermed habitat, og kan være føde for højere trofiske niveauer. Fysiologiske, funktionelle og økologiske forskelle mellem makroalgearter er primært relateret til deres størrelse, form og strukturelle kompleksitet (Nielsen et al 2004). Derfor vil forskellige makroalgearter danne forskellige former for habitater med varierende kompleksitet. Som følge af denne forskel mellem makroalger er det blevet foreslået at disse deles i funktio-

nelle grupper, når deres funktion og forekomst bliver analyseret (Rubal et al 2011, Veiga et al 2012). I tætte forekomster af store oprette brunalger som fx savtang (*Fucus serratus*) er der således fundet en stor biodiversitet af både epifytiske arter (130 arter) og associeret mobil fauna (127 arter) svarende til diversiteten i bede af ålegræs (Frederiksen et al 2005). Tilstedeværelse og diversitet af makroalger varierer med flere forhold herunder tilgængelig af egnet substrat, fortrinsvis større sten, vanddybde og dermed lysintensitet, salinitet og graden af fysisk stress (Sand-Jensen & Borum 1991, Middelboe et al 1998). Eutrofiering i form af antropogen tilførsel af næringssalte er vist at medføre reduktion i biomasse og diversitet af langsomt voksende makroalger og vil i stedet lede til fremvækst af fytoplankton og opportunistiske, ikke-fastsiddende makroalger (Nielsen et al 2004, Middelboe et al 2000).

En række makroalgearter er karakteriseret ved at være opportunistiske og er typisk enten ikke-fastsiddende, drivende grønalger som søsalat (*Ulva lactuca*) og krølhårstang (*Chaetomorpha linum*), eller epifytiske makroalger, der sætter sig på fx ålegræsblade. Opportunistiske arter er kendetegnet ved højt indhold af næringsalte, høje vækstrater, hurtig omsætning, lave regenerationstider og effektiv lysudnyttelse/lave lyskrav og består næsten udelukkende af aktivt fotosyntetisk væv og ved rigelige næringsmængder opnår de hurtigt en stor biomasse og kan udskygge de øvrige arter (Valiella 1997, Geertz-Hansen et al 1993, Salomonsen et al 1997, Bergamasco et al 2003, Nielsen et al 2002). I eutrofierede områder som Limfjorden vil opportunistiske makroalger derfor have en konkurrencemæssig fordel i sammenligning med fastsiddende, ikke-opportunistiske arter (Krause-Jensen et al, 2009). De ikke-fastsiddende opportuniste kan drive med strømmen og vil ofte blive samlet i områder med relativt strømløse, hvor de kan danne meget tætte forekomster, der udskygger al anden bentisk vegetation og leder til lokale områder med iltsvind i forbindelse med nedbrydning af algemåtterne. Yderligere kan drivende makroalger skabe resuspension og fysisk/mekaniske skader på anden bentisk vegetation som fx ålegræs (Canal-Verges et al 2010, Holmer et al 2010, Valdemarsen et al 2011).

Det er vist, at fjernelse af opportunistiske alger kan medvirke til at reducere tilgængeligheden af næringssalte og forebygge udviklingen af iltsvind (Guyonnaud et al, 1997). I en del områder bliver der som konsekvens heraf gjort en aktiv indsats for at fjerne disse alger. Det gælder fx i Bretagne, Sverige, Venedig lagunen og Florida (Maze et al 1993, Cuomo et al 1995, Charlier et al 2008). Modsat er ikke-opportunistiske, fastsiddende arter kendetegnet ved høj grad af strukturelt væv, lavere omsætningshastigheder og oplagring af næringssalte i vævet, og de styrker generelt set iltproduktionen i de områder de forekommer og tilbyder 3D strukturer, der kan fungere som habitater.

I basisanalysens vurdering bliver butblæret sargassotang (*Sargassum muticum*) nævnt som en potentiel trussel mod habitater og arter. Som udgangspunkt skal arten derfor fjernes fra habitatet og fiskeriet kan evt. bidrage i denne sammenhæng. I Løgstør Bredning blev der i de detaljerede studier i 2012 fundet sargassotang på ca. 75 % af transekterne og sargassotang er en meget betydende komponent i bredningens makroalgersamfund. I nylige studier er det vist, at sargassotang kan være hjemsted for en forøget biodiversitet af hjemmehørende fauna-arter (Buschbaum et al 2006, Polte & Buschbaum 2008). Andre resultater har vist forskellige artssammensætning for sargassotang og andre oprejste brunalger, omend forskellen ikke blev anset for væsentlig (Engelen 2011). Wernberg et al (2000) viste på den anden side, at sargassotang i Limfjorden kan udkonkurere den hjemmehørende skulptetang (*Halidrys siliquosa*). Sargassotang kan således både være en trussel mod den hjemmehørende bestand af fastsiddende makroalger og være en alternativ habitat/3D struktur med tilsvarende funktioner som hjemmehørende makroalger. Mere forskning er nødvendig for at kunne afdække disse forhold. DTU Aqua tager i konsekvensvurdering af trusler mod makroalger ved fiskeri i Løgstør Bredning udgangspunkt i fastsiddende, ikke-invasive makroalger.

Flere studier har undersøgt genetableringstiden for makroalger på renskrabede flader (Møhlenberg et al 2008). Petraitis & Methratta (2006) ryddede et stort antal flader af forskellig størrelse langs en klippekyst udfor Maine, USA og fulgte koloniseringen af fladerne. De fandt, at enten alger, rurer eller muslinger koloniserede fladerne og foreslog derfor, at der findes flere typer af (stabile) samfund, der kan etablere sig på sådanne overflader i lavvandede områder, ligesom det er vist, at genetableringen vil afhænge af sammensætningen af det fjernede makroalgesamfund (Wade 1993). Lignende observationer er gjort i danske farvande. Majland (2005) fulgte algekoloniseringen på en ny ydermole ved Århus Havn. Den nye mole var i kontakt med den gamle mole, som derved kunne fungere som kolonisor af alger til det nye område. Det tog 2-3 år, før der var etableret et samfund af opportunistiske makroalger med spredte flerårige alger. *Laminaria* kom først til efter det 3. år, og på dette tidspunkt udgjorde algebiomassen i gennemsnit ca. 400 g tørvægt/m². På den (9 år) gamle mole var algebiomassen væsentligt højere: ca. 1400 g tørvægt m⁻². I modsætning til ydermolen ved Århus Havn blev der på en ny mole ved Grenå Havn ikke observeret algevækst 3-4 år efter, at molen var etableret, og her var molen domineret af rurer (Møhlenberg et al 2008, Karsten Dahl, *pers. com.*). I den vestlige Østersø ud for Rostock, hvor både natursten og fire forskellige kunstige rev elementer blev placeret på 11 m dybde, var der det første år efter etableringen opbygget en biomasse af makroalger på ca. 30 g tørvægt m⁻², mens der efter to år blev målt en biomasse på ca. 100 g tørvægt m⁻² og dækningsgrader mellem 50 og 90 % (Schubert & Schygula, 2006). Samtidigt reduceredes dækningsgraden af epifauna, især blåmuslinger, som dominerede efter det første år. Genetableringen vil givetvis afhænge af graden af forstyrrelse, de fysiske karakteristika af habitatet og sammensætningen af fauna og flora i området (Northeast Region EFHSC 2002). Normal praksis for muslingefiskeri i Limfjorden med 2-3 års intervaller mellem genbesøg vil således kunne give mulighed for genetablering dog afhængigt af den aktuelle artssammensætning (Watling & Norse 1998). Imidlertid vil tab af strukturerende elementer medføre en langsommere genetablering (Watling & Norse 1998). Dertil kommer, at hvis rodfæstet vegetation og fler-årige alger forsvinder, kan der ske et systemskifte i retning af opportunistiske arter.

På baggrund af det eksisterende datamateriale vurderer DTU Aqua, at det tager ca. 5 år at genopbygge en høj permanent biomasse af makroalger på større vanddybde, hvor lysforholdene ikke er optimale. Makroalgerne er desuden i konkurrence om substratet med blåmuslinger, rurer og det er derfor ikke givet, at substratet i sidste ende bliver koloniseret af makroalger. Makroalgerne konkurrerer desuden om det faste substrat med de invasive makroalgearter sargassotang og gracilariatang. Fjernelse af substrat vil permanent forhindre genetableringen.

7.6.3 Potentielle effekter af fiskeri på makroalger

Effekter af fiskeri med muslingeskraber eller søstjernevod på makroalgesamfundene vil være af samme karakter som effekter på ålegræs og kan som for ålegræs deles op i direkte og indirekte effekter. Nedenfor er der primært fokus på de effekter, der er specifikke for makroalgerne.

Direkte effekter: De direkte effekter kan yderligere deles i to: tab af biomasse af makroalger ved bortskrabning eller tab af substrat og dermed levested. Muslingeskrab i områder med makroalger medfører bifangst og afskrabning af makroalgerne. Muslingeskrab på eksisterende bestande af makroalger reducerer derfor bestandens tæthed og fjerner som minimum dele af bestanden. Hele bestanden kan fjernes i det skrabede område, specielt i områder med spredt, tynd makroalgebevoksning, og hvis samme område skrabes gentagende gange. Et fiskeri på tætte eller større forekomster af makroalger er imidlertid ikke sandsynligt, da disse primært findes på større sten og sammenhængende stenrev. I disse områder foregår der af flere årsager ikke fiskeri efter muslinger, bl.a. fordi der her er meget få muslinger og redskaberne ikke kan fiske i stenede områder.

Ved muslingeskrab fjernes fast substrat i form af sten og skaller (se afsnit 7.2). Tab af substrat kan være permanent, hvis det fx drejer sig om større sten, men kan også være midlertidigt, hvis det drejer sig om biogene substrater som muslingeskaller. Makroalger er afhængige af forekomsten af fast substrat, idet makroalger kun fasthæfter sig på fast underlag. Fjernelse af faste substrater indenfor dybder, der har lys nok til at understøtte makroalger, vil derfor potentielt reducere mængden af bundvegetation. Den kvantitative betydning heraf kan ikke vurderes uden opgørelse af den relative forekomst af faste substrater. Sammensætningen af det faste substrat har imidlertid betydning for makroalgesamfundene. Det er således vist, at makroalger fæstnet til mindre sten eller skaller kan bringes i drift, når algerne når en given størrelse, og drive enten ind i ålegræsbede, hvor de gør skade på ålegræsbestanden eller ud på dybere vand, hvor algerne potentielt kan blive lysbegrænsede (Canal-Vergés et al 2010). Fiskeriet er pålagt at genudlægge sten ≥ 2 kg i området de er fisket, hvilket vil reducere risikoen for permanent fjernelse af optimale substrater.

Fjernelse af dele af den flerårige, fastsiddende makroalgebestanden kan potentielt give hurtigtvoksende makroalgearter (herunder opportunistiske arter) og mikroalger en konkurrencemæssig fordel, og dermed medføre et mere ustabil økosystem. Der er ikke betydende forekomster af ikke-fastsiddende makroalger i Løgstør Bredning, men med den svage forekomst af ålegræs og de generelt høje koncentrationer af fytoplankton, domineres primærproduktionen i bredningen af arter med hurtig regenerering og lille oplagring af næringssalte. Årsagen til den dominerende forekomst af den invasive sargassotang i Løgstør Bredning er ikke kendt og det kan ikke udelukkes, at fiskeriet kan have været en medvirkende årsag.

DTU Aqua vurderer, at ikke-fastsiddende, enårige opportunistiske arter som søsalat og krølhårstang kun i mindre grad vil blive påvirket af fiskeri. Disse arter har en meget lav forekomst i Løgstør Bredning, bliver ikke på tilsvarende vis som for de fastsiddende fjernet ved fiskeri og har en betydeligt lavere genetableringstid, der gør det muligt indenfor ganske få uger at genetablere en evt. påvirket bestand. Invasive arter som sargassotang er i princippet at betragte som en trussel mod habitatet, da de konkurrerer med den naturlige bestand af fastsiddende alger om ledigt substrat. Det er derfor ikke klart om en negativ fiskerieffekt på sargassotang strider mod udpegningsgrundlaget eller understøtter det.

Indirekte effekter: Makroalgernes udbredelse og vækst er afhængig af mængden af lys, der når bunden. Dermed er sigtdybde en vigtig parameter for udviklingen af makroalgesamfund. Muslingeskrab og fiskeri efter søstjerner medfører resuspension, som beskrevet i kapitel 8.1, og kan dermed lokalt reducere lysgennemtrængningen og reducere makroalgernes vækstbetingelser. Derudover er der potentiel risiko for, at det resuspenderede materiale kan sedimentere på makroalgerne, hvilket er vist kan have negative effekter på sukkertang (Lyngby & Mortensen 1996).

Tidligere undersøgelser har vist forekomst af afrevne blade af større makroalger ved brug af søstjernevod (Holtegaard et al 2008). Nye undersøgelser af bifangst har ikke kunnet påvise det samme og har desuden heller ikke kunne påvise fangst af sten. Der foreligger ikke systematiske undersøgelser af voddets effekt på makroalger.

7.6.4 Makroalgernes historiske udbredelse

Der foreligger ikke historiske data for makroalgernes maksimale dybdeudbredelse i Løgstør Bredning. I nyere tid er dybdegrænsen for makroalgerne heller ikke blevet monitoreret af de tidligere Limfjordsamter og senere Miljøcenter Ringkøbing i perioden 1988 til 2007. De tilgængelige data indeholder dækningsprocenten for de observerede makroalgearter, men kun ud til en forudbestemt dybde, den maksimale dybdegrænsen for makroalgearterne er ikke registreret.

7.6.5 Makroalgernes nuværende udbredelse

De nyeste data det har været muligt at skaffe for makroalgernes dybdeudbredelse fra Naturstyrelsen er fra 2007. Makroalger er blevet monitoreret og observeret ud til 7 meter i Løgstør Bredning i perioden 2001 til 2007 (Figur 17). Der er observeret makroalgearter ud til maksimalt 10 m dybde i perioden 1996 til 2000 (Figur 16). Dybdegrænsen for makroalger i Løgstør Bredning er derfor ukendt, men ifølge de tilgængelige data mindst 8 m. De dybest forekommende makroalger i Løgstør Bredning er den invasive sargassotang og skorpeformer af rød - og brunalger.

Oprettede og skorpeformede makroalgearter og deres dækningsgrad på 4-6 m dybde i Løgstør Bredning i 2005.

Art	Dækning (%)
St. DMU0116	
• <i>Acrochaetium secundatum</i>	1,0
• <i>Aglaothamnion bipinnatum</i>	0,3
• <i>Ceramium tenuicorne</i>	0,3
• <i>Chondrus crispus</i>	1,0
• <i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	1,7
• <i>Ectocarpus fasciculatus</i>	0,3
• <i>Halidrys siliquosa</i>	0,7
• "Røde skorper"	5,0
• <i>Sargassum muticum</i>	26,7
• <i>Seirospora interrupta</i>	0,3
St. DMU0134	
• <i>Aglaothamnion bipinnatum</i>	0,5
• "Brune skorper"	4,2
• <i>Ceramium tenuicorne</i>	0,8
• <i>Heterosiphonia japonica</i>	3,3
• "Røde skorper"	10,0
• <i>Sargassum muticum</i>	8,0

Fra Möhlenberg et al (2008).

DTU Aqua foretog en supplerende bestandsundersøgelse af blåmuslinger, ålegræs og makroalger på lavt vand i Lovns og Løgstør bredninger i 2010, og fandt makroalger på 35 ud af 40 transekter i Løgstør bredning ud til mindst 6 m dybde. I en mere omfattende analyse af makroalgerne i 2012 (0 - 6 m, afsnit 5.4.2), hvor makroalgесamfundene ligeledes blev kategoriseret i forskellige typer, blev der fundet makroalger på 18 % af transekterne ud til 6 m. Max. dybdeudbredelse for ikke-invasive, ikke-opportunistiske fastsiddende arter var i 2012 6 m. Det skal dog bemærkes, at der i 2010 - 12 kun blev undersøgt ud til 6 m og faktisk maksimal dybdeudbredelse kan være større.

7.6.6 Makroalgernes estimerede dybdegrænse

Makroalgerne er begrænset af lys- og substratforhold. Den potentielle dybdegrænse for makroalger i Løgstør Bredning kan beregnes ud fra analyser af forholdet mellem makroalgernes dybdegrænse og sigtdybden.

En empirisk analyse udarbejdet på baggrund af et meget stort datamateriale fra hovedsageligt fjorde og andre lukkede vandområder har vist en sammenhæng mellem sigtdybde og dybdegrænse for makroalger (Nielsen et al 2002):

$$\text{Dybdegrænse(Andre alger, m)} = -1,1(\pm 1,01) + 1,568(\pm 0,216) * \text{sigtdybde(m)}, (R^2 = 0,638)$$

$$\text{Dybdegrænse(brunalger, m)} = -1,252(\pm 1,353) + 1,427(\pm 0,133) * \text{sigtdybde(m)}, (R^2 = 0,584)$$

hvor (\pm angiver standard afvigelsen på parametrene). Som følge af forskellige lyskrav hos forskellige makroalgearter er der lavet ligninger for flere funktionelle grupper (Nielsen et al 2002). I denne analyse har vi valgt at bruge modellen for brunalger til beskrivelse for alle ikke-opportunistiske arter og modellen for ”andre alger” til at beskrive de opportunistiske arters udbredelse som funktion af sigtdybde. Ved en gennemsnitlig sigtdybde i 2012 i marts - oktober på 4,5 m kan dybdegrænsen for brunalger estimeres til at være 5,2 m og for andre makroalger til at være 6,0 m, hvilket stemmer overens med den observerede udbredelse (Tabel 3).

Dybdegrænsen for makroalger vil afhænge af lyset og det er for forskellige arter beregnet, hvor stor en del af overfladelyset, der skal være tilgængeligt. Lysets gennemtrængning i vandsøjlen vil imidlertid afhænge af mange forskellige forhold, som vinklen på indstrålingen og vandsøjlets sammensætning. Sigtdybde er et groft mål for lysgennemtrængning i vand og sigtdybden er antaget at svare til den dybde, hvor 10 % af overfladeindstrålingen er tilbage. Det er muligt for visse makroalgearter at overleve ved meget lave lysintensiteter svarende til $< 0,01$ % af overfladelyset (Markager & Sand-Jensen 1992).

Tabel 3. Estimerede og observerede dybdegrænser for makroalger i Løgstør Bredning. Sigtdybden er beregnet som gennemsnit for ålegræssets vækstperiode (marts – oktober) på baggrund af data fra Naturstyrelsen Vestjylland. Den potentielle, maksimale dybdegrænse for makroalger i Løgstør Bredning er beregnet for brunalger efter Nielsen et al (2002). *Er kun beregnet for perioden marts - juli og dækker ikke hele vækstsæsonen. ** Kun målt til 4 m.*** Kun målt til 6 m.

Potentiel dybdegrænse (m)	2009	2010	2011	2012	2013
Sigtdybden (m)	4,8	4,1	3,9	4,5	3,2*
Observeret dybdegrænse (m)	4**	6***	-	6***	
Estimeret dybdegrænse brunalger (m)	6,4	4,6	4,3	5,2	3,3*
Estimeret dybdegrænse andre (m)	6,0	5,3	5,0	6,0	3,9*

7.6.7 Konsekvensvurdering af fiskeriet påvirkning af udbredelse af makroalger

Et fiskeri som foreslået i Fiskeplanen vil potentielt overlappe med makroalgernes udbredelse og dermed kan der potentielt forekomme en effekt på disses forekomst i Løgstør Bredning. Fiskeriet vil foregå på vanddybder >5 m og den største forekomst af makroalger i bredningen er på lavere vanddybder, men der er observeret forekomster på 6 m og det er sandsynligt, at der vil være forekomst af makroalger på vanddybder >6 m. Generelt er det vist, at dækningsgraden aftager med vanddybden, men et fiskeri vil påvirke makroalgerne.

Det er uklart om den invasive art sargassotang, som er den dominerende makroalgeart i Løgstør Bredning, skal betragtes som en vigtig økosystemkomponent, der skal beskyttes, eller som en organisme der truer habitatet og de naturligt forekommende arter og derfor skal bekæmpes.

Da makroalgerne i Løgstør Bredning teoretisk ikke er lysbegrænsede i deres udbredelse, vurderer DTU Aqua, at resuspension i forbindelse med det beskrevne fiskeri ikke vil have en betydende effekt på makroalgernes udbredelse, hvis antallet af både ikke overstiger 15 i hvert fiskeområde.

7.6.8 Konklusion

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslingeskraber og søstjernevod på vanddybder >5 m vil påvirke makroalger i Løgstør Bredning. Muslingeskrab kan gennem fjernelse af fast substrat begrænse makroalgernes

potentielle udbredelse. Fjernelse af sten i forbindelse med fiskeri vil lede til reduktion i de fastsiddende makroalgers udbredelsespotentiale, dette gælder især for større sten, der kan danne substrat for en flerårig bevoksning af også større alger. Afskrabning af de oprindelige makroalger kan lede til øget risiko for kolonisering af invasive arter. I Løgstør Bredning er den invasive sargasso-tang den dominerende makroalge og dens beskyttelsesstatus er uklar.

DTU Aquas vurdering bygger på en omfattende kortlægning af makroalger i Løgstør Bredning i 2012, af et omfang som ikke er set i nogen anden sammenhæng, og som kan antages at give et retvisende billede af forekomst af makroalger i Løgstør Bredning ud til 6 m. Data fra denne kortlægning er sammenfaldende med en tilsvarende kortlægning i 2010. For begge kortlægninger gælder, at forekomster på vanddybder >6 m ikke er kortlagt og det medfører, at kortlægningen ikke kan karakteriseres som værende fuldstændig. I modsætning til ålegræs former makroalger ikke sammenhængende bestande og er primært afhængige af tilgængeligt substrat. Substrat kan være spredt tilfældigt og kun en minutiøs gennemgang af hele bundarealet vil kunne afdekke alle forekomster af makroalger. På trods af det omfattende datamateriale, vil der derfor være forbundet en usikkerhed til konklusioner vedrørende makroalgernes udbredelse.

7.7 Bundfauna

7.7.1 Natura 2000 planens trusselsvurdering, prognose og målsætning

Bundfauna er et centralt element i habitattyper for naturtype 1160 og 1110 i H16, se bilag 5.

Boks 9

Miljøministeriets vurdering i Natura 2000 plan (Miljøministeriet, 2011)

Trusler mod områdets naturværdier

Næringsstofbelastning. De marine områder er som resten af Limfjorden påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land. I de mest lavvandede områder resulterer det i masseopblomstring af enårige makroalger, der er med til at nedsætte ålegræssets fladeudbredelse. I områder med større vanddybde resulterer det i masseopblomstring af planteplankton, som dels medfører nedsat sigtddybde, hvilket reducerer dybdeudbredelsen af ålegræs og flerårige tangarter, og dels med mellemrum medfører tilfælde af iltsvind ved bunden. Bundfaunaens sammensætning og fødegrundlaget for sæler og flere fugle på udpegningsgrundlaget påvirkes negativt af disse forhold.

Prædation og fiskeri. På sandbanker og i bugter kan fiskeri med bundslæbende redskaber være en trussel, idet der sker en fysisk ødelæggelse af denne naturtype, dels ved fjernelse af bundflora og bundlevende dyr, og dels ved fjernelse af hårbund, sten og skaller. På rev, inklusive biogene rev, er fiskeri med bundslæbende redskaber af samme årsag en trussel. Fiskeri er vurderet som en trussel mod havlampret, idet det kan medføre reduktion i bestanden af fiskene. Omfanget af det aktuelle fiskeri kendes ikke.

Målsætning

Konkrete målsætninger for naturtyper og arter

Der opstilles følgende konkrete målsætninger, som fastlægger de langsigtede mål for naturtyper og arter i Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg:

For naturtyper og arter uden tilstandsvurderingssystem og/eller med en ukendt prognose er målsætningen gunstig bevaringsstatus. Det betyder, at tilstanden og det samlede areal af levestederne for områdets udpegede arter stabiliseres eller øges, således at der er grundlag for nedennævnte bestandstal eller – for arter uden bestandstalsmål – grundlag for tilstrækkelige egnede yngle- og fourageringsområder.

7.7.2 Konsekvensvurderingens analyse

Brugen af skrabende redskaber som f.eks. en muslingeskraber, har en effekt på havbundens biologiske og fysiske/kemiske struktur (Jennings og Kaiser 1998). Hvor stort omfanget af den pågældende effekt er, afhænger af hvilke andre faktorer, herunder vind, strøm, bundforhold m.v. der påvirker et givent område. Således kan effekten være særdeles betydelig i et område, der er præget af roligt vand og begrænset strøm, mens effekten kan være ubetydelig i områder, der i forvejen har en høj grad af forstyrrelse (Jennings og Kaiser 1998). DTU Aqua har gennemført en række undersøgelser af muslingefiskeris effekt på bundfauna i Limfjorden, og det vidensgrundlag der eksisterer fra Limfjorden og udenlandske undersøgelser vil danne grundlag for nærværende vurdering. I beskrivelsen af naturtype 1110 indgår, at naturtypen er påvirket af ustabile substrater og omlejringer af sedimentet. Effekten af muslingefiskeri på naturtypen 1160 kan således forventes at være den samme eller større end på naturtype 1110, og konklusioner vedrørende naturtype 1160 kan antages at være konservative i forhold til naturtype 1110 i relation til muslingeskrabningens fysiske påvirkning af bundsamfund.

I vurderingen af den effekt de skrabende redskaber har på bundfaunaen er gendannelsestiden en vigtig parameter. Ved fiskeri med muslingeskraber påvirkes de øverste 0,2 - 2,0 cm af havbunden (Dyckjær et al 1995). Habitatets gendannelsestid er afgørende for varigheden af effekten af menneskelig aktivitet. Bundfaunaens gendannelsestid er en vigtig parameter i vurderingen af miljøeffekter i forbindelse med sedimentforstyrrende aktiviteter. Fra studier af råstofindvinding vides, at gendannelsestiden for forskellige bundtyper varierer meget (Newell et al 1998) (Tabel 4). Ved råstofindvinding vil havbunden dog påvirkes i større dybde og effekterne vil derfor være større i forhold til ved muslingefiskeri. Faunaen på estuarine mudderflader gendannes på omkring seks måneder, på en mudret kystbund er faunaen 1 - 2 år om at blive genetableret, og for mere stabile habitater øges gendannelsestiden betydeligt. Gendannelsestider på op til 10 år er rapporteret for faunaen på skalsandbund. Gendannelsestiden vil være afhængig af bundfaunaens sammensætning.

Tabel 4. Gendannelsestider af bundfauna efter sedimentudvinding i forskellige habitattyper (fra Newell et al 1998).

Lokalitet	Habitattype	Recovery-tid
James River, Virginia, USA	Mudder og silt	± 3 uger
Coss Bay, Oregon, USA	Mudder (forstyrret)	4 uger
Gulf of Cagliari, Sardinien, Italien	Mudder	6 måneder
Mobile Bay, Alabama, USA	Mudder	6 måneder
Chesapeake Bay, USA	Sand og mudder	18 måneder
Goose Creek, Long Island, NY, USA	Mudderbanke	> 11 måneder
Klaver Bank, Holland	Sand og grus	1-2 år
Dieppe, Frankrig	Sand og grus	> 2 år
Lowestoft, England	Grus	> 2 år
Hollandske kystområder	Sand	3 år
Tampa Bay, Florida, USA	Østersskaller	6-12 måneder
Boca Ciega Bay, Florida, USA	Skaller og sand	10 år
Beaufort Havet, USA	Sand og grus	12 år
Florida, USA	Koralrev	> 7 år
Hawaii, USA	Koralrev	> 5 år

Undersøgelser fra den sydlige del af Løgstør Bredning i Limfjorden har vist en effekt på bunddyr (infauna og epifauna) ved fiskeri af 3 - 4 år gamle muslinger (Dolmer et al 2001, Dolmer 2002). Umiddelbart efter fiskeriet blev der fundet signifikant færre arter på muslingebankerne sammenlignet med uden for bankerne. Efter 40 dage var denne forskel ikke længere at spore (Dolmer et al 2001). Lige efter fiskeriet med et skrabende redskab steg artsdiversiteten uden for muslingebankerne på det sandede substrat. Efter syv dage var forskellen udlignet (Dolmer et al 2001). Undersøgelserne viser samlet, at fiskeriet reducerer forekomsten af infauna (børsteorme og muslinger), samt en række epifauna organismer (søanemoner, søpindsvin, søpunge og havsvampe). Omvendt ses organismer som hesterejer og slangestjerner i højere tætheder i områder, hvor der er fisket muslinger pga. forbedrede forekomster af føde eller forbedrede bundforhold for disse arter (Dolmer et al 2001).

Ifølge Dolmer (2002) viste undersøgelser i Limfjorden af langtidseffekten af muslingefiskeriet (4 år) en effekt på epifauna vest for Mors, men ikke i Løgstør Bredning. I et andet studie af Hoffmann og Dolmer (2000) kunne der ligeledes ikke ses nogen langtidseffekt af muslingefiskeriet. I disse studier af langtidseffekterne er der set på artssammensætningen i et område, hvor der fiskes muslinger, sammenlignet med artsammensætningen i et naboområde, der er lukket for muslingefiskeri. I området, hvor der fiskes muslinger, er der ikke fisket muslinger de sidste 4 år.

En sammenligning af langtidseffekten (ca. 30 år) af muslingefiskeriet i Limfjorden (Løgstør Bredning og Nibe Bredning) viser, at den økologiske status, defineret som den standard, der er udarbejdet for interkalibreringen i den Nordøstatlantiske økoregion (GIG, type NEA 1/26), er bedre for Nibe Bredning end for Løgstør Bredning. Det ses som et udtryk for, at faunaen i Nibe Bredning generelt er mere divers og indeholder flere følsomme arter end i Løgstør Bredning (Petersen 2008a). Årsagen til forskellen i indekset for den økologiske status for de to bredninger er ikke entydig. Af forklaringer er bl.a. nævnt forekomsten af fiskeriintensiteten, forekomsten af iltsvind og forskel i habitater, hvad angår dybde- og bundforhold. Data tilbage til 1989 viser, at der er blevet landet en betydeligt større mængde muslinger fra Løgstør Bredning end fra Nibe Bredning. Fiskeriet tillægges derfor en del af forklaringen på forskellen i DKI indekset (Petersen 2008a). Ud over fiskeriet vurderes det, at der er en forskel mellem områderne, der kan udgøre en del af forklaringen i forskellen i DKI indekset. I Løgstør Bredning forekommer der iltsvind, mens der i perioden 1993 - 2006 ikke har været iltsvind i Nibe Bredning (Petersen 2008a).

For at kunne måle en effekt af fiskeriet skal man kunne adskille effekten fra andre forstyrrelser (Jennings og Kaiser, 1998). I et notat om Vandrammedirektivet vurderer DMU (Petersen 2008a), at effekten af muslingefiskeri varer op til 1 - 2 år i eutrofierede fjorde. Denne vurdering baseres på undersøgelser i den centrale del af Limfjorden, der ofte er udsat for iltsvind. DMU konkluderer i notat om Vandrammedirektiv (Petersen 2008a): ”Med den nuværende viden er der indikationer på langtidseffekter (>4 år) af fiskeri, om end disse er behæftet med en vis usikkerhed, så det er sandsynligt, at hyppigheder <5 år vil påvirke biodiversiteten og forekomst af følsomme arter i fjordområder”.

Den lette skrabers påvirker ligesom hollænderskraberen bunden. Den lette skrabers mindre fangst af mudder samt redskabets reducerede bundmodstand i forhold til det tidligere anvendte redskab (Eigaard 2011) kan indikere, at den lette muslingeskraber ikke skrabes helt så dybt i bunden. Videnskabelige undersøgelser omkring den lette skrabers påvirkning på bunddyr gav ikke brugbare data pga. iltsvind i området.

7.7.3 Konklusion

Der vil forekomme bundfauna i hele Løgstør Bredning. Muslingeskrab inden for bundfaunaens udbredelses område vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse. Muslingefiskeri vil medføre en

forringelse af bundfaunaen. I Løgstør Bredning vurderes effekten af muslingefiskeriet at vare 1 - 2 år i de sydlige dele af Natura 2000 området, der påvirkes hyppigst af iltsvindshændelser. I den nordlige del forekommer iltsvind sjældent. Imidlertid kendes bundforholdene i denne del af bredningen ikke fyldestgørende, og for at sikre en vis forsigtighed i estimatet af gendannelsestider kan påvirkningstiden her vurderes til at vare 4 år. Konklusioner omkring gendannelsestider i Løgstør Bredning er konservative antagelser, som hviler på et spinkelt grundlag. DTU forventer revision, når mere viden er tilgængelig.

8 Bilag IV-arter

Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter, herunder fisk og pattedyr (Bilag IV-arter). Det er kun havlampret (*Petromyzon marinus*), som er betegnet som særligt beskyttet fiskeart i Løgstør Bredning. Særligt beskyttede pattedyr er marsvin og spættet sæl.

8.1 Fisk

Bevaringsstatus for havlampret, er ukendt i Danmark og i Løgstør Bredning. Arten er omfattet af Habitatdirektivets bilag II.

Havlampret: Havlampretten var tidligere udbredt i farvandene omkring hele Danmark, men findes, så vidt vides, i dag kun i den vestlige og nordlige del af Jylland. Havlampret er anadrom, hvilket vil sige den gyder og lever som yngel i ferskvand, men lever hele sit voksne liv i havet. Den lever som ådselsæder eller ved at suge sig fast på andre fisk og æde af dem. En rigelig forekomst af egnede fødeemner er derfor et vigtigt krav til levestedet. Havlampretten bliver kønsmoden efter den har været i havet i 3 - 4 år, og når det sker, vandrer den op i større vandløb for at gyde og dø (www.naturstyrelsen.dk).

Muslingeskrab medfører minimal bifangst af fisk og fangst af havlampret er ikke kendt. I det omfang havlampretten kan nå at flygte fra skraberen, forventes der ikke være direkte negative effekter af muslingeskrab på havlampretten. Dansk Skaldyrcenter har i forbindelse med forsøgsfiskeri efter søstjerner i 2012 og 2013 foretaget analyser af bifangster ved søstjernefiskeri. Der blev i analyserne fundet fisk i mindre end 1 % af fangsterne og DTU Aqua vurderer, at fiskeri efter søstjerner ikke vil have en betydende effekt på fiskearter.

Muslingefiskeriet kan påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk, der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Et muslingefiskeri på 20.000 t eller 10.000 t og et søstjernefiskeri på 7.000 t, kan ved den nuværende biomasse af muslinger i Løgstør Bredning fiskes på 4,2 eller 1,9 % og 4,9 % af habitatområdet H16, og fiskeriet er normalt fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at fiskeriet ikke vil have en betydende effekt på fødegrundlaget for havlampret i Løgstør Bredning (H16).

8.2 Havpattedyr

Marsvin: Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter (Bilag IV-arter), herunder marsvin.

Marsvin observeres sjældent i Limfjorden, og der findes på nuværende tidspunkt meget lidt viden om forekomsten af marsvin i fjorden. Basisanalysen for Løgstør Bredning (Miljøcenter Aalborg 2007) indeholder ikke data for marsvin i Limfjorden (Miljøcenter Aalborg 2007).

Der forekommer ikke bifangst af marsvin i muslingefiskeri, idet muslingefiskeriet forekommer ved lav hastighed (3-3,5 knob) og skraberåbningen på den lette muslingeskraber er forholdsvis lille ca. 146 cm (længde) og < 50 cm (højde af rammen ved skrab) (Eigaard et al 2011).

Marsvin kan udvise adfærdsforandringer ved tilstedeværelsen af skibstrafik. Dette er påvist i studier, hvor marsvin havde en signifikant roligere adfærd på 1.500 meters afstand af et skib, sammenlignet med deres adfærd inden for 700 meter af skibet (Palka 1995). 15 fartøjer der fisker muslinger i et produktionsområde kan medføre en lille forstyrrelse af marsvinene lokalt i kortere perioder. Søstjernevoddet har ligeledes en lille åbning og fisker ved lav hastighed, der medfører at det er lille sandsynligt for, at det kan fange marsvin.

Det er ukendt i hvilket omfang muslingefiskeriet påvirker marsvins fødegrundlag i Limfjorden. Data fra strandede og bifangede marsvin i de indre danske farvande fra perioden 1985-2006 viser, at marsvinenes føde har følgende artsfordeling: torsk (47 %), hvilling (13 %), sild (9 %), kutlinger (7 %), ålekvabbe (6 %), tobis (3 %), sperling (1 %), ål (1 %) (Andreasen, 2009). Der forventes ingen direkte påvirkning af muslingefiskeriet, idet bifangst af fisk er lille i muslingefiskeriet, men indirekte kan muslingefiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Fødegrundlaget for marsvin i de indre danske farvande består af 79 til 82 % bundlevende fisk, herunder torsk som er kvotereguleret. Et muslingefiskeri på 20.000 eller 10.000 t og et søstjernefiskeri på 7.000 t, kan ved den nuværende store biomasse af muslinger i Løgstør Bredning fiskes på 4,2 eller 1,9 % og 4,9 % af habitatområdet og dette fiskeri er normalt fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at et fiskeri på 20.000 eller 10.000 t muslinger og 7.000 t søstjerner ikke vil have en betydende effekt på fødegrundlaget for marsvin i Løgstør Bredning (H16).

Skibstrafikken er ikke tæt i habitatområdet Løgstør Bredning og det er usikkert om denne forstyrrelse påvirker marsvinenes adfærd. Muslinge- og søstjernefiskeriet vil bidrage med en lille andel af den kumulative forstyrrelse sammenlignet med den øvrige skibstrafik i området.

Bifangst af marsvin er observeret i alle slags nedgarn (bundsatte garn) i danske farvande (Vinther 1999, Vinther & Larsen 2004). Dog er der ikke observeret bifangster i tungegarn. De højeste bifangstrater er set i garn efter pighvarre og kulmule, men formentlig har stenbidergarn også høje rater, da det ofte er samme garn som til pighvarre (pers.com. Finn Larsen). Bifangst af marsvin er ikke rapporteret fra Limfjorden. I det omfang der forekommer nedgarn i Limfjorden (DTU Aqua har ikke data for dette) kan bifangst af marsvin forekomme i området.

Sæler: Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter (Bilag IV-arter), herunder spættet sæl. Der er udpeget tre sælreservater i Natura 2000 området i Løgstør Bredning: Livø Tap, Blinderøn og Ejerslev Røn (Figur 35), erhvervsfiskeri er tilladt i reservaterne. Basisanalysen angiver, at der forekommer en bestand af spættet sæl i Løgstør Bredning, der sammen med bestanden i Nibe bredning er forbundet med den store delbestand i den vestlige del af Limfjorden (Miljøcenter Aalborg, 2006).

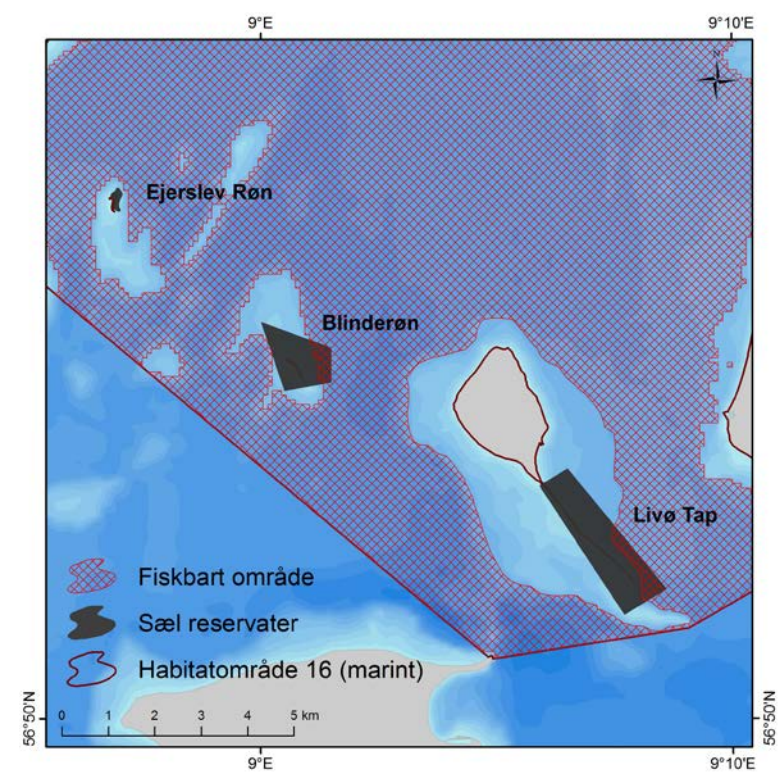
Spættet sæl er Danmarks mest almindelige sælart (bestand 14.000 i 2009), og de forskellige bestande er samlet vokset med 6 - 13 % om året siden 1988. Denne samlede vækst er sket selvom man har set en faldende vækst i flere bestande gennem de senere år. Der er specielt set et drastisk fald på ca. 50 % i bestanden af spættet sæl i den centrale del af Limfjorden, herunder Løgstør Bredning. Da der ikke er observeret flere døde dyr end sædvanligt, må de manglende dyr formodes at have forladt området. DMU formoder, at dette skyldes mangel på føde (www.dmu.dk/foralle/dyr_og_planter/spaettetsael).

Spættet sæl yngler i sommermånederne i Danmark på flere ynglepladser herunder den vestlige Limfjord. De vigtigste yngle- og hvilepladser for spættet sæl findes i Vadehavet, vestlige Limfjord, Læsø, Anholt, Hesselø, farvandet omkring Samsø, Avnø Fjord og Rødsand ved Gedser. Spættet sæl har været fredet siden 1977, der gives dog dispensation til, at fiskere kan skyde nogle få dyr. I dag er det derfor hovedsageligt forstyrrelse på yngle- og hvilepladser, og begrænsninger i føden og jagt i nogle få områder der begrænser antallet af spættet sæl (www.dmu.dk/foralle/dyr_og_planter/spaettetsael).

Spættet sæl er følsom over for forstyrrelse i sommerperioden, i juni-juli pga. yngleperioden og i august pga. fældning (www.dmu.dk/foralle/dyr_og_planter/spaettetsael). Muslingefiskeriet i Limfjorden holder sommerpause, og vil derfor ikke forstyrre i denne periode.

Der er ikke registreret bifangst af sæler i muslinge- og søstjernefiskeriet. Årsagen til dette er ukendt, men det kan skyldes, at sæler har en veludviklet hørsans og derved er i stand til at undgå fartøjerne og skraberen.

Skibstrafik kan forstyrre sælerne, men generelt er sæler meget tolerante overfor tilbagevendende forstyrrelser (Edrén et al 2010). Dette er påvist i studier i forbindelse med opførelsen af Øresundsbroen. De 15 fartøjer der maksimalt vil være i ét produktionsområde af gangen, vil medføre en forholdsvis lille forstyrrelse af sælerne lokalt i kortere perioder. Dybdegrænsen for fiskeri på 5 m i 2013/2014 sikrer, at der opretholdes en afstand til de lokaliteter sælerne opholder sig på. Således vil fiskeriet pga. dybdegrænsen ske i en afstand på 200 - 400 meter fra rev og banker NV for Livø, herunder Ejerslev Røn. Dybdeforholdene omkring Livø Tap reservatet er anderledes, dybdegrænsen på 5 - 6 m vil medføre at afstanden på det tætteste sted er ca. 180 og den største afstand er ca. 1,8 km omkring Livø Tap.



Figur 35. Sælereservater i habitatområdet Løgstør Bredning (H16). Det Fiskbare område er defineret som dybder over dybdegrænsen på 5 m og > 6 m omkring Livø Tap ifølge anmodningen fra NaturErhvervstyrelsen. Sælereservaterne er ikke lukkede for erhvervsfiskeri.

Det er ukendt i hvilket omfang muslingfiskeriet påvirker fødegrundlaget for sæler i Løgstør Bredning. Undersøgelser i Limfjorden viser, at sæler æder mange forskellige fiskearter, hvilket tyder på at de er gode til at tilpasse sig ændringer i fødegrundlaget. Det er kun, når bestandene for alle fiskearter falder eller forsvinder, som det er set i Limfjorden i de senere år, at sælerne er nødt til at søge væk (www.dmu.dk/foralle/dyr_og_planter/spaettetsael). Med et så bredt fødegrundlag og under hensyntagen til at muslinge- og søstjernefiskeriet vil foregå i et begrænset område af H16 (4,5 eller 1,9 % (muslinger) + 4,9 % (søstjerner)) fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke at muslingfiskeriet vil have en betydende effekt på sælernes fødegrundlag i Løgstør Bredning.

Skibstrafik er hyppig i habitatområdet Løgstør Bredning, og der er en risiko for at dette stresser sæler i Løgstør Bredning. Muslingefiskeriet vil bidrage til den kumulative forstyrrelse, sammen med den øvrige skibstrafik i området. Generelt er sæler meget tolerante overfor tilbagevendende forstyrrelser (Edrén et al 2010).

Forstyrrelser fra skibstrafik i området og bifangst fra garn- og rusefiskeri (DTU Aqua har ikke data for omfanget af disse fiskerier eller for bifangst af sæler) kan samlet set forstyrre og stresse sæler i habitatområdet i Løgstør Bredning.

8.3 Konklusion

Bevaringsstatus for **havlampret** er ukendt i Danmark. Arten er omfattet af Habitatdirektivets bilag II. Der forventes ikke en betydende effekt af muslinge- og søstjernefiskeri på udbredelsen af og fødegrundlaget for havlampret i Løgstør Bredning. Muslinge- og søstjernefiskeriet påvirker ikke havlampret direkte, idet der ikke er observeret bifangst af denne art i muslingefiskeriet. Der forventes ingen direkte påvirkning af muslingefiskeriet på fødegrundlaget, men indirekte kan fiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk, der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Et muslingefiskeri på 10.000 t eller 20.000 t og et søstjernefiskeri på 7.000 t i habitatområdet i Løgstør Bredning ikke vil have en betydende effekt på bestanden af havlampret i H16.

Spættet sæl er den almindeligste sæl i Danmark og forekommer i flere bestande herunder i Løgstør bredning. Muslinge- og søstjernefiskeriet påvirker ikke sælerne direkte, idet der ikke forekommer bifangst af sæler i muslingefiskeriet. Der forventes ingen direkte påvirkning af muslingefiskeriet på sælernes fødegrundlag, idet bifangst af fisk er lille i muslingefiskeriet, men indirekte kan muslingefiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk, der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Sæler er generalister med et bredt fødevalg. Muslinge- og søstjernefiskeriet vil foregå på et begrænset areal (4,2 eller 1,9 % (muslinger) + 4,9 % (søstjerner) af H16 fordelt over flere måneder, og DTU Aqua vurderer derfor, at fiskeriet ikke vil have en betydende effekt på sælernes fødegrundlag i Løgstør bredning. DTU Aqua vurderer, at et muslingefiskeri på 10.000 eller 20.000 t, og et søstjernefiskeri på 7.000 t fordelt på maksimalt 15 fartøjer i hvert enkelt produktionsområde i habitatområdet i Løgstør Bredning ikke vil have en betydende effekt på sælbestanden i området.

Marsvin observeres kun sjældent og sporadisk i Limfjorden og Løgstør Bredning. Forekomsten er ukendt. Muslinge- og søstjernefiskeriet påvirker ikke marsvin direkte, idet der ikke forekommer bifangst af marsvin i muslingefiskeriet. Der forventes ingen direkte påvirkning af muslingefiskeriet på fødegrundlaget, idet bifangst af fisk er lille i muslinge- og søstjernefiskeriet, men indirekte kan fiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk, der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Et muslingefiskeri på 20.000 eller 10.000 t og et søstjernefiskeri på 7.000 t, kan ved den nuværende biomasse i Løgstør fiskes i 4,2 eller 1,9 % (muslinger) og 4,9 % (søstjerner) af habitatområdet og fiskeriet er normalt fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at et muslingefiskeri på 20.000 eller 10.000 t og et søstjernefiskeri på 7.000 t ikke vil have en betydende effekt på fødegrundlaget for marsvin i Løgstør Bredning (H16). DTU Aqua vurderer at et muslingefiskeri på 20.000 eller 10.000 t og et søstjernefiskeri på 7.000 t fordelt på maksimalt 15 fartøjer i hvert enkelt produktionsområde i habitatområdet i Løgstør Bredning ikke vil have en betydende effekt på marsvinebestanden i området.

9 Påvirket areal og kumulative effekter

9.1 Påvirket areal ved gentaget fiskeri

Gentaget fiskeri efter blåmuslinger kan have en kumulativ påvirkning, når fiskeriet udføres år efter år i det samme Natura 2000 område. Formålet med dette afsnit er at vurdere omfanget af den kumulative påvirkning.

Ønsker til fiskeplanen har gennem de sidste år oversteget de faktisk landede mængder (Tabel 5).

Tabel 5. Konsekvensvurderede ton, landede mængder og den udnyttede mængde ift. de konsekvensvurderede ton.

Fangstsæson	Mængde blåmuslinger		Udnytte mængde ift. kvoten (%)
	Konsekvens- vurderet (ton)	Landet mængde (ton)	
2008/2009	23.000	11519	50,1
2009/2010	25.000	3181	12,7
2010/2011	25.000	6325	25,3
2011/2012	26.000	7962	30,6
2012/2013	20.000	7620	38,1

På baggrund af landede mængder fra Løgstør Bredning i perioden 2009 til 2013, har det været muligt at beregne, hvor store arealer der blev påvirket ved gennemførelsen af det tilladte fiskeri (Tabel 6). Fiskeriet har i perioden påvirket 0,6 - 1,7 % af den marine del af Natura 2000 området. Et fiskeri af 20.000 t i 2013/2014 (15.000 t konsumfiskeri på bestande med en tæthed på $2,1 \text{ kg m}^{-2}$ og 5.000 t omplantningsfiskeri med tætheder på $3,5 \text{ kg m}^{-2}$) vil påvirke 4,2 % af den marine del af Natura 2000 området. Et fiskeri efter 10.000 t (5.000 t konsumfiskeri på bestande med en tæthed på $2,1 \text{ kg m}^{-2}$ og 5.000 t omplantningsfiskeri med tætheder på $3,5 \text{ kg m}^{-2}$) vil påvirke 1,9 %. Arealpåvirkningen af et fiskeri af 7.000 t søstjerner er estimeret til 4,9 %.

Tabel 6. Arealpåvirkning i forhold til tilladt mængde og landede mængder i Løgstør Bredning. De landede mængder er baseret på landingsstatistik fra NaturErhvervstyrelsen. Scenarierne viser påvirkningen ved et fiskeri i sæsonen 2013/2014 på hhv. 20.000 t (inklusive 5.000 t omplantningsmuslinger) (Fiskeplan, markeret med grå) eller 10.000 t blåmuslinger (inklusive 5.000 til t omplantning) og 7.000 t søstjerner. Der er til beregningerne anvendt et areal for habitatområde H16 på 316 km² og en effektivitet af muslingeskraberen på 65 %. Omplantningsfiskeri er ikke indeholdt i den tilladte kvote eller i landingsstatistik. Arealberegningerne adskiller sig fra konsekvensvurderingen i 2012/2013 pga. et forbedret data- og beregningsgrundlag.

Fiskerisæson	Mængde ton	Biomasse i fisket område kg m ⁻²	Arealpåvirkning (konsum + omplantning)	
			km ²	%
2009/2010	3.181	2,68	1,8	0,6
2010/2011	6.325	2,1	4,6	1,5
2011/2012	7.962	2,27	5,4	1,7
2012/2013	7.620	2,49	4,7	1,5
2013/2014 - Scenarie 1	20.000	2,07 (3,5)	13,3	4,2
2013/2014 - Scenarie 2	10.000	2,07 (3,5)	5,9	1,9
2013/2014 - Søstjerner	7.000	0,7	15,4	4,9

I de tidligere afsnit i konsekvensvurderingen er muslingefiskeriets effekt på muslingebestand, forekomst af ålegræs, makroalger og bundfauna undersøgt, og det er angivet hvor lang gendannelsestiden er for de enkelte økosystemkomponenter.

Gendannelse af ålegræs kan være fra 2 - 100 år afhængig af bundforhold, eksponering mm og er som rettesnor estimeret til at være >20 år. Ingen af miljødirektiverne har været implementeret i denne periode og forvaltningen har følgelig ikke taget højde for påvirkning af ålegræs. Evt. påvirkning af ålegræsset fra før dette blev en del af forvaltningen giver derfor ikke mening. Siden 2008/2009 har en faglig vurdering godtgjort, at ålegræsset ikke er blevet påvirket af det tilladte fiskeri. Det er endvidere en helt klar forudsætning i muslingepolitikken, at ålegræs heller ikke i fremtidigt fiskeri må påvirkes negativt. Derfor vil der ikke være kumulative effekter på ålegræsset ved gentaget fiskeri.

Gendannelse af makroalger, blåmuslinger og bundfauna er vurderet til at være henholdsvis 5, 3 og 2 - 4 år og det er disse gendannelsestider, der ligger til grund for beregning af kumulative effekter. På baggrund af biomasse af blåmuslinger, landede mængder og gendannelsestiderne er det muligt at beregne hvor store områder, der vil blive påvirket, eller vil være i en tilstand af gendannelse i forhold til de senere års fiskeri, og det fiskeri der konsekvensvurderes for fiskeriperioden 2012/2013. De meget grundige undersøgelser af udbredelse af makroalger i de senere års transektundersøgelser og især i 2012 har tilvejebragt et fagligt grundlag, der ikke tidligere har været tilgængeligt, og har vist, at makroalgerne ikke er homogent fordelt i Løgstør Bredning og i høj grad er knyttet til f.eks. stenede substrater. Ved en beregning af de kumulative effekter skal der tages højde for den ikke homogene fordeling. I denne konsekvensvurdering er det gjort ved, at beregne andelen af punkter på de enkelte transekter, hvor der på videooptagelsen er observeret makroalger i forhold til samtlige punkter. Der er i denne andel ikke sondret mellem invasive og ikke-invasive makroalger, da denne skelnen ikke er analyseret i 2009 og 2010. Der er heller ikke taget højde for dækningsgrader. Det betyder at en dækningsgrad på 1 % eller mindre tæller lige så meget som en dækningsgrad på f.eks. 30 %. Endelig er

der ikke skelnet mellem dybder, og punkter på f.eks. 2 m dybde med høj sandsynlighed for forekomst af makroalger tæller lige så meget som punkter på f.eks. 6 m. Dermed er der sikret forsigtighed i estimatet. På alle målepunkter af hver 90 - 100 m for årene 2009, 2010 og 2012 var der i gennemsnit makroalger på 75 % af punkterne. For beregningen af kumulative effekter betyder det, at arealpåvirkning i et enkelt år på makroalger er = arealpåvirkningen på blåmuslinger x 0,75.

Arealberegningerne baserer sig endnu ikke på faktiske målinger af fiskeriets arealpåvirkning, men udelukkende på en kombination af skøn over biomassen i de tætte forekomster og den landede mængde. Beregninger på skrabespor fremkommet fra fiskeriets obligatoriske logbogsindberetninger indikerer, at fiskeriet rent faktisk foregår på meget tættere bestande, end de data, der bruges til konsekvensvurderingen. Med indførelse af obligatoriske GPS-loggere på bådene vil det blive muligt at beregne den faktiske arealpåvirkning (se nedenfor). Det har imidlertid af tekniske årsager ikke været muligt at bruge kvalitetssikrede data fra sæsonen 2012/2013 til denne konsekvensvurdering. DTU Aqua forventer, at kvalitetssikrede data vil være tilgængelige for en konsekvensvurdering i 2014/15.

Ved beregning af påvirket areal af muslingefiskeri antages det, at kun 65 % af muslingerne fjernes ved skrab, og at et areal kun skrabs en gang. Endvidere antages det, at et areal først indgår i fiskeriet igen, når det er gendannet. Præmisserne for beregningen er således forsigtige og vil under de fleste forhold overestimerer den kumulative effekt.

Fiskeri efter søstjerner med søstjernevoddet vil ikke påvirke havbunden på samme måde som muslingeskraberen. Der er ikke foretaget systematiske undersøgelser af søstjernevoddet og dets effekt på bunden, og den præcise effekt kan ikke kvantificeres med den nuværende viden. Ved beregning af kumulative effekter som følge af søstjernefiskeri kan følgende imidlertid lægges til grund for beregningerne:

- a) voddet vil ikke påvirke infaunale arter og effekt på bunddyr kan derfor som et groft estimat sættes til 50 % af effekten af muslingeskraberen;
- b) voddet vil ikke have samme effekt på blåmuslinger som muslingeskraberen. Baseret på målinger af bifangst af blåmuslinger på op til 2 % sættes effekten af søstjernevoddet på blåmuslinger som et groft estimat til at være 10 % af effekten af muslingeskraberen;
- c) voddet er lettere end muslingeskraberen og kan forventes at have mindre effekt på makroalger, men denne er ikke dokumenteret. Da der er blevet rapporteret om afrevne makroalgeblade i søstjernefangster (Holtegaard et al 2009) sættes effekten af søstjernevoddet på makroalger som et groft estimat til at være 100 % af effekten af muslingeskraberen.

For beregningerne nedenfor betyder det, at arealpåvirkningen af søstjernevoddet for økosystemkomponenten blåmuslinger = arealpåvirkningen af søstjernevoddet x 0,1 (4,9 % x 0,1), for økosystemkomponenten bundfauna = arealpåvirkningen af søstjernevoddet x 0,5 (4,9 % x 0,5) og for makroalger er arealpåvirkningen af søstjernevoddet x 1 dog således, at der skal korrigeres for makroalgernes ikke homogene fordeling (4,9 % x 1 x 0,75). Søstjernevoddet er ikke antaget at påvirke ålegræs, da der ikke må være nogen påvirkning af ålegræsset. Der er i anbefalingerne lagt bufferzoner ind omkring ålegræsset ved Livø Tap og i Bjørnsholm Bugt ud til 6 m dybdekonturen bl.a. med henblik på at undgå en effekt af resuspension fra voddet på ålegræs.

De samlede kumulative effekter på økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna er vist i Tabel 7. Den samlede kumulerede påvirkning ved et fiskeri i henhold til Fiskeplanen af både muslinger og

søstjerner fremkommer ved at lægge arealpåvirkningen ved søstjernefiskeriet til arealpåvirkningen for de enkelte økosystemkomponenter til de respektive scenarier for blåmuslingefiskeriet.

Tabel 7. Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af habitatområde H16 for blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Til beregningerne er brugt gendannelsestider på hhv. 3, 5 og 2 - 4 år. Den kumulerede effekt er beregnet de foregående år i henhold til gendannelsestid + påvirkning ved 2 forskellige scenarier (sc 1 - 2) for 2013/14 (20.000 (grå) eller 10.000 t). Begge scenarier inkluderer 5.000 t omplantningsmuslinger. For blåmuslinger og bundfauna antages, at økosystemkomponenterne påvirkes svarende til det skrabede areal. For makroalger antages, at økosystemkomponenten påvirkes svarende til 75 % af arealet (se tekst). Til arealpåvirkning af hver enkelt økosystemkomponent ved muslingefiskeri skal lægges arealpåvirkningen ved et søstjernefiskeri på 7.000 t (se tekst). Arealberegningerne adskiller sig fra konsekvensvurderingen i 2012/2013 pga. et forbedret data- og beregningsgrundlag.

	Gendannelsetid	2009/10	2010/11	2011/12	2012/13	Kumuleret + 2013/14		Søstjerner
						sc 1	sc 2	
Blåmusling	3			1,7	1,5	7,4	5,1	0,49
Makroalger	5	0,5	1,1	1,3	1,1	7,2	5,4	3,7
Bundfauna	2 - 4		1,5	1,7	1,5	5,7-8,9	3,4-6,6	2,45
Ålegræs	>20	0	0	0	0	0	0	0

Beregningen af de kumulerede effekter er i meget høj grad påvirket af både målet for biomasse i de fiskede områder og estimatet af påvirkningsgraden for den enkelte økosystemkomponent, og begge elementer er behæftet med en betydelig usikkerhed. Hvis det f.eks. antages, at makroalgerne er homogent fordelte og der ikke korrigeres for makroalgernes forekomst, og den kumulerede effekt beregnes som arealpåvirkningen af økosystemkomponenten blåmuslinger for 5 år vil den kumulerede effekt ved scenarie 1 for makroalger være 9,5 % (0,6 + 1,5 + 1,7 + 1,5 + 4,2), hvortil skal lægges 4,9 % påvirkning ved et søstjernefiskeri. DTU Aqua vil med de kvalitetssikrede GPS-data få præcise mål for arealpåvirkningen. Påvirkningen af økosystemkomponenterne vil dermed blive mere sikre. Yderligere data vedrørende substratsammensætning og nye data på videotransakterne i sommeren 2013 vil bidrage til at kvalificere beslutningsgrundlaget i fremtidige konsekvensvurderinger. Disse data vil formodentligt være til rådighed for analyserne i 2014/15.

9.1.1 Konklusion for kumulative effekter

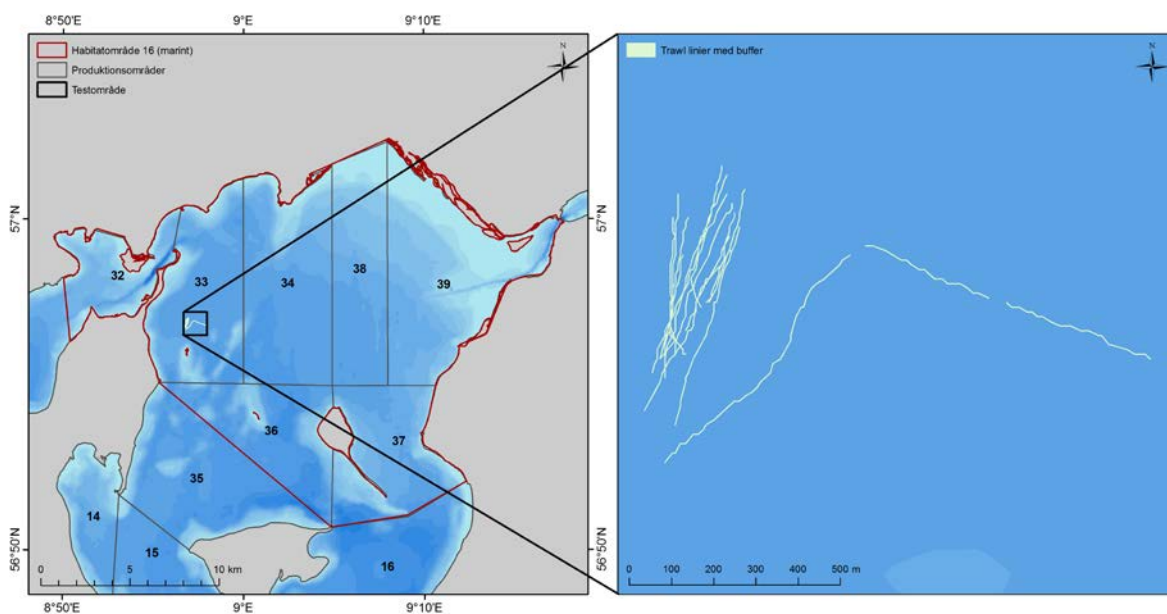
Den kumulative effekt af et gentagende fiskeri i samtlige år, inklusive den kommende sæsons fiskeri, er beregnet for 2 scenarier på hhv. 10.000 t og 20.000 t fiskede blåmuslinger (begge inklusive 5000 t omplantningsmuslinger), og er beregnet for økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Her til skal lægges effekten af et fiskeri på 7.000 t søstjerner. I beregningen er gendannelsestiden efter et fiskeri for de tre økosystemkomponenter anvendt til at vurdere, hvor langt tilbage i tiden fiskeriets påvirkning skal kumuleres over. Beregningerne viser, at for ingen af økosystemkomponenterne er der potentiel konflikt ved en maksimal arealpåvirkning på 15 %. Dette er i et vist omfang forårsaget af lave landinger i de senere år.

Ved beregning af påvirket areal af muslingefiskeri antages det, at 65 % af muslingerne fjernes ved skrab, og at et areal kun skrabs en gang. Endvidere antages det, at et areal først indgår i fiskeriet igen, når det er gendannet. Præmisserne for beregningen er således meget forsigtige og vil under de fleste forhold medføre en overestimering af den kumulative effekt.

9.2 GPS-data

Fiskeriet har i hele sæsonen 2012/13 haft automatiske GPS-loggere påmonteret bådene, der logger hvert 10. sek. Dette resulterer i endog meget store datamængder, idet loggerne også samler under sejlads til og fra fiskepladserne, og mens fartøjerne ligger i havn. For at vurdere hvilke datapunkter, der er omfattet af faktisk fiskeri og ikke f.eks. sejlads, bliver fiskeriaktiviteter vurderet gennem en analyse af de retningsbestemte bevægelser, der registreres i data for skibets spil. Hvis data for spillet indikerer bevægelse i den samme retning (med eller mod uret) i et foruddefineret tidsrum (som standard er dette sat til 30 sekunder) bliver dette brugt som en indikation for fiskeri. Denne information anvendes i kombination med den nuværende fiskeristatus for at afgøre, om en fiskeriaktivitet lige er begyndt eller er blevet afsluttet. Fundne fiskeriaktiviteter filtreres baseret på to kriterier. For det første skal fartøjet sejle med en hastighed, der er inden for et foruddefineret interval - som standard er denne hastighed sat til at være mellem 1,5 og 4 knob. For det andet skal fiskeriet have en minimumslængde (fisketid) større end en foruddefineret værdi - som standard er denne sat til 80 sekunder. Hvis et fartøj har to spil, estimeres fiskeri separat for hvert spil. Hvert spils skønnede tidspunkt for fiskeri sammenlignes dernæst med den anden for at give et enkelt sæt af fiskeriaktiviteter. I sidste ende resulterer ovennævnte procedure i en liste over fiskeriaktiviteter, der indeholder start- og stop-tidspunkter. En algoritme, der kan styre automatisk oparbejdning af alle loggede data efter ovennævnte kriterier er under udarbejdelse.

GPS-data for sæsonen 2013/13 er grundet det sene modtagelsestidspunkt ikke blevet kvalitetssikret. Desuden kræver behandling af data på nuværende tidspunkt en del manuelt arbejde, da punkter, der er defineret som fiskeri, ikke tilknyttes et id der kan bruges til at definere hvilke punkter der udgør et samlet træk. Derfor vises i denne konsekvensvurdering kun et eksempel, der anskuelliggør metodens potentiale, men potentialet kan ikke udnyttes på nuværende tidspunkt.



Figur 36. Eksempel på trawl træk genereret ud fra sensordata. Kortet til venstre viser placeringen af kortet til højre i Limfjorden.

De viste data er resultatet af et enkelt fartøjs fiskeri for en enkel fiskedag, der har resulteret i 15 definerede trawl træk (Figur 36). Længden af disse træk svinger mellem 229 og 696 m, med et gennemsnit på 418 m. Eksempelfartøjet var i besiddelse af 2 spil, bredden af skabene blev derfor sat til 3 meter (2 x 1,5 m). Dette

giver et total areal på 18.845 m², men det påvirkede areal er 1.429 m² mindre, da en del af skrabene overlapper, således at der blev skrabt på 17.416 m². Kendes størrelsen af fangsten ved de enkelte træk eller evt. samlet for alle træk, kan gennemsnitlig biomasse af de fiskede muslinger beregnes.

Samlet vil disse data give et betydelig mere præcist billede af fiskeriets arealpåvirkning. Der forestår dog en del udviklingsarbejde, før data kan omsættes til faktiske mål herfor.

9.3 Eutrofiering

Eutrofiering og naturlig variation kan forventes at have en betydning for muslingebestandens størrelse og dermed for sigtddybden. Ændringer i rekrutteringen og dødelighed pga. iltsvind og prædation kan have stor effekt. Iltsvindshændelser, med massedød af blåmuslinger, er rapporteret for en række områder i Limfjorden, herunder Løgstør Bredning. I forbindelse med disse hændelser er der registreret tab af muslinger, der overstiger landingerne fra fiskeriet med en faktor 3 - 4. Prædation fra søstjerner er en anden faktor, der har betydning for udbredelsen af blåmuslinger lokalt i Limfjorden og dermed for områdenes filtrationspotentiale.

Både eutrofiering og muslingefiskeri medfører en ændring i flora- og faunasammensætningen med øget forekomst af organismer med hurtig rekruttering og stort spredningspotentiale.

Den generelle eutrofiering af Limfjorden medfører en stor produktion af planteplankton og dermed en forringet sigtddybde. Ophvirvling af næringsstoffer og den afledte fytoplanktonproduktion, og ophvirvling af sediment ved skrabning er begge effekter, som påvirker sigtddybden og kan have en indirekte effekt på dybdeudbredelsen for ålegræs og makroalger i området. Hver især har disse faktorer (eutrofiering og ophvirvling af næringsstoffer/sediment) ikke nødvendigvis en betydende effekt, men samlet set kan muslingeskrab i eutrofe områder have en effekt på sigtddybden i området, specielt i sommerperioden.

9.4 Bifangst af sten

Når der fiskes efter muslinger, kan der forekomme bifangst af sten. Fjernelse af substrat ved fiskeri kan på sigt forventes at have en effekt på fasthæftede organismers mulighed for at opbygge en bestand i området. Fjernelse af sten vil have betydning for udbredelse af makroalger og epibentiske organismer såsom søanemoner, søpindsvin, søpunge mv. Fjernelse af sten vil generelt reducere kompleksiteten i habitatområdet, hvilket kan have betydning for samspillet mellem en række arter.

9.5 Forstyrrelse

Der foregår en omfattende jagt på de fuglearter, der indgår i udpegningsgrundlaget for F12. Forstyrrelse fra jagt kan have en kumulativ effekt i samspil med muslingefiskeriet.

Muslingefiskeriet vil bidrage med en lille andel af den kumulative forstyrrelse for marsvin og sæler sammenlignet med den øvrige skibstrafik i området. I det omfang der forekommer garn - og rusefiskeri i habitatområdet kan bifangst af sæler og marsvin bidrage til den kumulative forstyrrelse af sæl- og marsvinebestanden i habitatområdet. DTU Aqua har dog ikke data for dette. Bifangst af marsvin er ikke rapporteret fra Løgstør Bredning.

10 Referencer

- Agüera A, Trommelen M, Burrows F, Jansen JM, Sechellekens T, Smaal A (2012) winterfeeding activity of the common starfish (*Asteria rubens* L.): The role of temperature and shading. *Journal of sea Research* 72:106-112.
- Andreasen H (2009) Marsvinets (*Phocoena phocoena*) rolle som prædator i danske fravande. Speciale afhandling ved Biologisk Institut, Københavns Universitet.
- Barnette MC (2001) A review of the fishing gear utilized within the Southeast Region and their potential impacts on essential fish habitat. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-449: 62 p.
- Bergamasco A, De Nab L, Flindt MR, Amos CL (2003) Interactions and feedbacks among phytobenthos, hydrodynamics, nutrient cycling and sediment transport in estuarine ecosystems. *Continental Shelf Research* 23: 1715–1741.
- Borum J (1985) Development of epiphytic communities in eelgrass (*Zoostera marina*) along nutrient grading in a Danish estuary. *Marine Biology* 87:211-218
- Burkholder JM, Tomasko DA, Touchette BW (2007) Seagrasses and eutrophication. *Journal of experimental biology and ecology*. 350:46-72
- Buschbaum C, Chapman AS and Saier B (2006) How an introduced seaweed can affect epibiota diversity in different coastal systems. *Mar. Biol.* 148: 743-754.
- Canal-Vergés P, Vendel M, Valdemarsen T, Kristensen E, Flindt MR (2010) Resuspension created by bedload transport of macroalgae: implications to ecosystem functioning. *Hydrobiologia* 649:69–76.
- Cardoso PG, Pardal MA, Lillebø AI, Ferreira SM, Raffaelli D, Marques JC (2004) Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 302:233-148.
- Carstensen J, Krause-Jensen D (2009) Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU nr. 256. <http://www.dmu.dk/Pub/AR256.pdf>
- Charlier RH, Morand P, Flinkl CW (2013) How Brittany and Florida coasts cope with green tides. *International Journal of environmental studies* 65:2, 191-208.
- Christoffersen M, Poulsen LK, Geitner K, Aabrink M, Kristensen PS, Holm N, Dolmer P (2011) Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lovns Bredning 2011/12. DTU Aqua rapport 243-2011.
- Clausen P, Laursen K, Petersen KI (2008) Muslingebanker versus fugleliv I den vestlige Limfjord. Kapitel i Dolmer, P. et al. Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua rapport august 2008.
- Cuomo V, Perretti A, Palomba I, Verde A, Cuomo A (1995) Utilisation of ulva rigida biomass in the Venice lagoon (Italy): Biotransformation in compost. *Journal of applied Phycology* 7:479-485
- Dawes CJ, Andorfer J, Rose C, Uranowski C, Ehringer N (1997) Regrowth of the seagrass *thalassia testidum* into propeller scars. *Aquatic Botany* 58:139-155.
- Dayton PK, Thrush SE, Agardy MT, Hofman RJ (1995) Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst* 5:205-232.
- DMU (2008) High density areas for harbour porpoises in Danish waters. NERI Technical Report No. 657
- Dolmer (2000) Feeding activity of mussels *Mytilus edulis* related to near-bed currents and phytoplankton biomass. *J sea Res* 44:221-231
- Dolmer P (2002) Mussel dredging: impact on epifauna in Limfjorden, Denmark. *J. Shellfish Res.* 21: 529-537.

- Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E (1998) Dredging of Blue mussels (*Mytilus edulis* L.) in a Danish sound: stock sizes and fishery-effects on mussel population dynamic. *Fisheries Research*, **838**, 1-8.
- Dolmer P, Kristensen T, Christiansen ML, Petersen MF, Kristensen PS, Hoffmann E (2001): Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. *Hydrobiol.* 465: 115-127.
- Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E (1999). Effects of fishery and oxygen depletion on the population abundance of blue mussels (*Mytilus edulis* L.) in a Danish sound. *Fish. Res.* 40: 73-80.
- Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E, Geitner K, Borgstrøm R, Espersen A, Petersen JK, Bassompierre M, Tørring D, Gramkow M (2008) Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua rapport 212-09
- DTU Aqua (2006) Notat om bestandssituationen for blåmuslinger i Limfjorden og forvaltning af muslingefiskeriet. Notat fra Danmarks Fiskeriundersøgelser, 21. december 2006.
- Duarte CM (2000) Marine biodiversity and ecosystem services: an elusive link. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250:117-131.
- Dyckjær SM, JK Jensen, Hoffmann E (1995) Mussel dredging and effects on the marine environment. ICES C.M. 1995/E:13 ref K, 18 s.
- Dyckjær S & Hoffmann E (1999) Muslinge fiskeri i Limfjorden , Havmiljøet ved årtusindskiftet. ed. / B.Å. Lomstein. Fredensborg : Olsen & Olsen, Book chapter – Annual report year: 1999.
- Eigaard OR, Frandsen RP, Andersen B, Jensen KM, Poulsen LK, Tørring D, Bak F, Dolmer P (2011) Udvikling af skånsomt redskab til muslingefiskeri. DTU Aqua Rapport (under udgivelse)
- Engelen AH, Primo AL, Cruz T, Santos R (2013) Faunal differences between the invasive Brown macroalgae *Sargassum muticum* and competing native macroalgae. *Biol Invasions* 15:171-183.
- Flindt MR, Pardal MA, Lillebø AI, Martins I, Marques JC (1999) Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries: a brief review. *Acta Oecologica* 20 (4), 237–248.
- Frandsen R, Dolmer P (2002) Effects of substrate type on growth and mortality of blue mussels (*Mytilus edulis*) exposed to the predator *Carninus maenas*. *Marine Biology* 141: 253-262.
- Frederiksen S, Christie H, Sæthre BA (2005) Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) and *Zostera marina* L. (Angiospermae) in Skagerrak, Norway. *Marine Biology Research*, 1:1, 2-19.
- Gallagher T, Richardson CA, Seed R., Jones T (2008) The seasonal movement and abundance of starfish *Asterias rubens* in relation to mussel farming practice a case study from the menai strait, Uk. *Journal of Shellfish Research* 27 (5):1209-1215.
- Geertz-Hansen OG, Sand-Jensen K, Hansen DF, Christiansen A (1993) Growth and grazing control of abundance of the marine Macroalga, *Ulva lactuca* L., in a eutrophic Danish estuary. *Aquatic Botany* 46, 101–109.
- Godcharles MF (1971) A study of the effects of a commercial hydraulic clam dredge on benthic communities in estuarine areas. *Fla. Dep. Nat. Resour. Mar. Res. Lab. Tech. Ser.* 64:51 p.
- Goodwin L, Shaul W (1980) Studies of mechanical clam harvest on an intertidal beach near Port Townsend, Washington. *WA. Dep. Fish. Prog. Rep.* 119:26 p.
- Goss-Custard JD, Stillman RA, West AD, Caldow RWG, Triplet P, Durell SEA, McCrorty S (2004) When enough is not enough: shorebirds and shellfishing. – *Proc. Royal Soc. Lond. B.* 271: 233-237.
- Greeve TM, Borum J, Pedersen O (2003) Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). *Limnology and oceanography* 48:210-216.

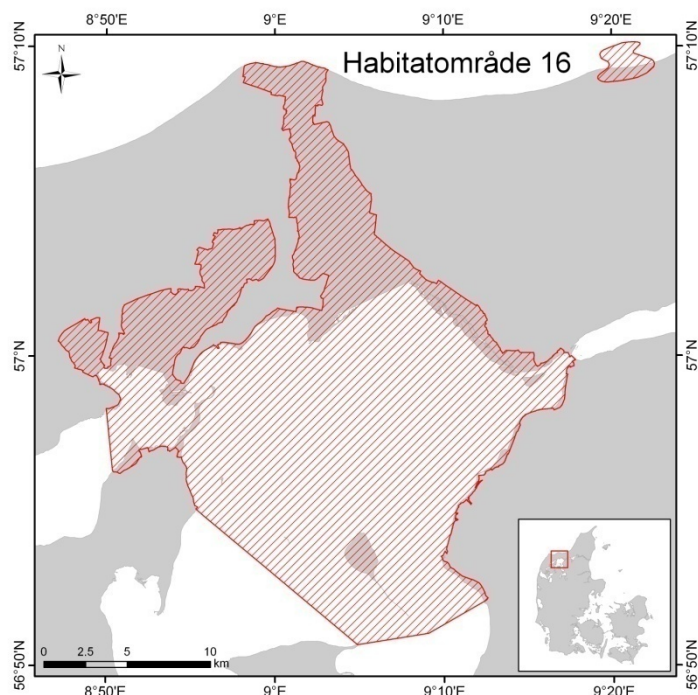
- Hansen LCL, Petersson M, Nurjaya W (1999) Vertical sediment fluxes and wave-induced sediment resuspension in a Shallow –water Coastal lagoon. *Estuaries* 22: 39-46.
- Hansen JCR, Reidenbach MA (2012) Wave and tidal driven flows in eelgrass beds and their effect on sediment suspension. *Marine Ecology Progress series*. 448:271-287.
- Harrison PG (1993) Variations in demography of *Zostera marina* and *Z. noltii* on an intertidal gradient. *Aquat. Bot.* 45, 63–77.
- Haven DS (1979) A study of hard and soft clam resources of Virginia. US Fish Wildl. Serv., Comm. Fish. Res. Devel. Act Final Report Contract Nos. 3-77-R-1, 3-77-R-2, 3-77-R-3:69 p.
- Hoffmann E, Dolmer P (2000) Effect of closed areas on the distribution of fish and benthos. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 1310-1314.
- Holmer M, Wirachwong P, Thomsen MS (2010) Negative effects of stress-resistant drift algae and high temperature on a small ephemeral seagrass species. Conference abstract.
- Holtegaard LE, Gramkow M, Petersen JK, Dolmer P (2008) Biofouling og skadevoldere: Søstjerner. Rapport til Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Hootsmans MJM, Vermaat JE, & Vierssen Wvan (1987) Seed bank development, germination and early seedling survival of two eelgrass species from the Netherlands; *Zostera marina* and *Zostera noltii*. *Aquatic Botany*, 28: 275-285.
- Höffle H, Wernberg T, Thomsen MS, Holmer M (2012) Drift algae, an invasive snail and elevated temperature reduces the ecological performance of a warm-temperate seagrass through additive effects. *Marine Ecology Progress Series*, 450: 67–80.
- Jennings S, Kaiser M J (1998) The effects of fishery on marine ecosystems. *Adv Mar Biol* 34: 201-352
- Jepsen PU (1976). Feeding ecology of Goldeye (*Bucephala clangula*) during the wing-moult in Denmark. – Dan. Rev. Game Biol. 10 (4): 1-23
- Johnson KA (2002) A review of national and international literature on the effects of fishing on benthic habitats. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-57:72 pp.
- Jolley JW (1972) Exploratory fishing for the sunray Venus clam, *Macrocallista nimbosa* in northwest Florida. Fla. Dep. Nat. Resour. Mar. Res. Lab. Tech. Ser. 67:42 p.
- Krause-Jensen D, Rasmussen MB, Stjernholm M, Christensen PB, Nielsen SL (2008) Slutrapport for F&U overvågningsprojekt under NOVANA. Projektittel: Sedimentets betydning for ålegræssets dybdegrænse.
- Krause-Jensen D & Rasmussen MB (2009) Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 38 s. – Faglig rapport fra DMU nr.755.
- Kristensen PS, Hoffmann E (2000) Fiskeri efter blåmuslinger i Danmark 1989-1999. DFU-rapport 72-00. 130 p. + English summary. 12 p
- Lang AC, Bushbaum C (2010) Facilitative effects of introduced Pacific oysters on native macroalgae are limited by a secondary invader, the seaweed *Sargassum muticum*. *Journal of sea research* 2010, Volume 63, Issue 2, pp. 119-128.
- Laursen K, Clausen P (2008) Muslingeædende fugle og blåmuslinger i Vadehavet. Notat fra DMU 7. September 2008.
- Lyngby JE, Mortensen SM (1996) Effects of dredging activities on growth of *Laminaria saccharina*. *Marine Ecology*, 17(1-3):345-354.
- Madsen FJ (1954) On the food habits of the diving ducks in Denmark. – Dan. Rev. Game Biol. 2 (3): 157-266.
- Maier PP, Wendt PH, Roumillat WA, Steele GH, Levisen MV, Van Dolah R. (1998) Effects of subtidal mechanical clam harvesting on tidal creeks, SCDNR-MRD:38 p.

- Majland P (2005) Succession and algae communities on the eastern breakwater protecting the harbour of Aarhus. Specialrapport, Århus Universitet 1-96.
- Manning JH (1957) The Maryland softshell clam industry and its effects on tidewater resources. Md. Dep. Res. Educ. Resour. Study Rep.11:25 p.
- Manzi JJ, Burrell VG, Klemanowicz KJ, Hadley NH, Collier JA (1985) Impacts of a mechanical harvester on intertidal oyster communities in South Carolina. Final Report: Coastal Energy Impact Program Contract # CEIP-83-06. Governor's Office, Columbia (SC):31p. + tables and figures.
- Marbá N, Holmer M, Gacia E, Barrón C (2006) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. Chapter 6
- Markager S, Sand-Jensen K (1992) Light requirements and depth zonation of marine macroalgae. Mar Ecol Prog Ser 88(1):83-92
- Markager S, Storm LM, Stedmon CA (2006) Limfjordens miljøtilstand 1985 til 2003. Sammenhæng mellem næringsstoftilførsler, klima og hydrografi belyst ved hjælp af empiriske modeller. Danmarks Miljøundersøgelser. 219 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 577. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Mazé J, Morand P, Potoky P (1993) Stabilization of "green tides" Ulva by method of composting with a view to pollution limitation. Journal of applied phycology 5:183-190.
- Mercaldo-Allen R, Goldberg R (2011) Review of the ecological effects of dredging in cultivation and harvest of molluscan shellfish. NOAA technical memorandum NMFS-NE-220.
- Middelboe AL, Sand-Jensen K and Krause-Jensen D (1998) Patterns of macroalgal species diversity in Danish estuaries. Journal of Phycology, 34: 457–466.
- Middelboe AL, Sand-Jensen K (2000) Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. Phycologia: May 2000, Vol. 39, No. 3, pp. 245-257.
- Miljøministeriet (2007). Basisanalyse for Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord og Skals, Simsted og Nørre Ådal, samt Skravad Bæk – N30.
- Miljøministeriet (2009) /<http://www.blst.dk/Vandmiljoeet/Hav/DanskeFarvande/Limfjorden/Tograpporter2009.htm>
- Miljøministeriet (2011) Natura 2000-plan 2010-2015. Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord og
- Skals, Simsted, Nørre Ådale samt Skravad Bæk. Natura 2000-område nr. 30, Habitatområde H30, Fuglebeskyttelsesområde F14 og F24. Miljøministeriet, Naturstyrelsen ISBN nr. 978-87-7091-116-0
- Morgan LE, Chuenpagdee R (2003) Shifting gears: Addressing the collateral impacts of fishing methods in US waters. PEW Science Series, Washington, (DC): Island Press: 42 p.
- Muslingeudvalgets Bilagsrapport (2004) Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Möhlenberg F, Andersen JH, Murray C, Christensen PB, Dalsgaard T, Fossing D, Krause-Jensen D (2008) Stenrev i Limfjorden fra naturgenopretning til supplerende virkemiddel. By- og Landskabsstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. Faglig rapport, 16. september 2008.
- Naturstyrelsen (2011) www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Havet/DanskeFarvande/Limfjorden/Itovervaagning_2011.htm
- Newell RC, Seiderer LJ, Hitchcock D R (1998) The impact of dredging work in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review, 36: 127–178.
- Nielsen SL, Sand-Jensen K, Borum J, Geertz-Hansen O (2002) Depth colonization of Eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters, Estuaries 25(5):1025-1032

- Nielsen SL, Banta GT and Pedersen MF (2004) Estuarine nutrient cycling: The influence of primary producers. Kluwer Academic publishers. Aquatic Ecological series 303 p.
- Northeast Region EFHSC (Northeast Region Essential Fish Habitat Steering Committee) (2002) Workshop on the effects of fishing gear on marine habitats off the Northeastern United States October 23-25, 2001 Boston, MA. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 02-01:86 p.
- Olabarria C, Arenas F, Viejo RM, Gestoso I, Vaz-Pinto F, Incera M, Rubal M, Cacabelos E, Veiga P and Sobrino C (2013) Response of macroalgal assemblages from rockpools to climate change: effects of persistent increase in temperature and CO₂. *Oikos*, 122: 1065–1079.
- Olesen B, Sand-Jensen K (1994) Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series* 106:147-156.
- Olesen B (1996) Regulation of light attenuation and eelgrass *Zostera marina* depth distribution in a Danish embayment. *MEPS* 134: 187-194.
- Olesen B, Krause-Jensen D, Christensen PB (2008), fremlagt ved *ASLO Aquatic Sciences Meeting 2009. A cruise through nice waters!*, Nice, 25.1.2009 - 30.1.2009. PUBLICERET ABSTRAKT
- Olyarnik SV, Stachowicz JJ (2012) Multi-year study of the effects of *Ulva* sp. Blooms on eelgrass *Zostera marina*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 468:107-117.
- Orth RJ, Carruthers TJB, Dennison WC, Duarte CM, Fourqurean JW, Heck KL, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Olyarnik S, Short FT, Waycott M, Williams SL (2006) A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*. 56:12.
- Ostenfeld CH (1908) Ålegræssets (*Zostera marina*'s) vækstforhold og udbredelse i vore farvande. Beretning fra den danske biologiske station XVI. Centraltrykkeriet, København 1908.
- Palka D (1995) Evidence of ship avoidance from harbor porpoises during line transect sighting surveys in the Gulf of Maine. *Rep. int. Whal. Comm* SC/47/SM27
- Pedersen MF, Borum J, Brøgger L (1999) Etablering af ålegræs og samspillet mellem plante og miljø. I Lomstein BA (ed.) *Havmiljøet ved årtusindeskiftet*. Olsen & Olsen, Fredensborg.
- Pedersen CGJ, Jensen P, Boysen (1911) Havets Bonitering I. Havbundens Dyreliv, dets Næring og Mængde (Kvantitative Studier). Beretning til Landbrugsministeriet fra Den danske biologiske Station.
- Pedersen O, Binzer T, Borum J (2004) Sulphide intrusion in eelgrass (*Zostera marina* L.). *Plant, cell and environment* 27: 595-602.
- Pehrsson O (1976) Food and feeding grounds of the Goldeneye *Bucephala clangula* (L.) on the Swedish west coast. – *Ornis scand.* 7: 91-112.
- Petersen JK (2008) Betydning af bestanden af blåmuslinger for sigtddybe i Limfjorden- DMU notat juni 2008
- Petersen JK (2008a) Påvirkning fra skaldyrproduktion (skrab, kulturbanker, opdræt) i kystvande i relation til Vandrammedirektivets definition af god økologisk tilstand. – DMU notat september 2008.
- Petersen JK, Clausen P, Josefson A, Laursen K, Petersen IK, Bassompierre M (2008) Konsekvensvurdering i forbindelse med kulturbanker, i Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E, Geitner K, Borgstrøm R, Espersen A, Petersen J K, Clausen P, Bassompierre, Josefson A, Laursen K, Petersen IK, Tørring D, Gramskov M (2008). Rapport om Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua 10 – 2008.
- Petratis PS, Methratta ET (2006): Using patterns of variability to test for multiple
- Pihl L, Baden S, Kautsky N, Rönnbäck P, Söderqvist T, Troell M, Wennhage H (2006) Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass *Zostera marina* in Sweden. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 67(1-2):123-132

- Pihl S, Clausen P, Laursen K, Madsen J, Bregnballe T (2003) Bevaringsstatus for fuglearter omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 130 s. – Faglig rapport fra DMU, nr. 462. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Polte P and Buschbaum C (2008) Native pipefish *Entelurus aequor* are promoted by the introduced seaweed *Sargassum muticum* in the northern Wadden Sea, North Sea. *Aquat. Biol.* 3: 11-18.
- Poulsen LK, Dolmer D, Geitner K, Tørring D, Petersen J-K, Nielsen CF, Christoffersen M, Kristensen PS (2010): Supplerende bestandsundersøgelser af blåmuslinger, ålegræs og makroalger på lavt vand i Lovns og Løgstør Bredning. DTU Aqua RAPPORT 226-2010
- Ralph PJ, Tomasko D, Moore K, Seddon S and Macinnis-Ng CMO (2006) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. Chapter 24.
- Rasheed MA (1999) Recovery of experimentally created gaps within a tropical *Zostera capricorni* (Aschers.) seagrass meadow, Queensland, Australia. *Journal of experimental marine biology and ecology* 235:183-200
- Rheault RB (2008) Review of the environmental impacts related to the mechanical harvest of cultured shellfish, prepared for Cashin Associates for the Suffolk County Shellfish Aquaculture Environmental Impact Study, 24 p.
- Riemann B, Hoffmann E (1991). Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. *Mar Ecol Prog Ser* 69:171-178.
- Robinson JE, Newell RC, Seiderer LJ, Simpson NM (2005) Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Marine environmental research* 60: 51-68.
- Rubal M, Veiga P, Vieira R, Sousa-Pinto I (2011) Seasonal patterns of tidepool macroalgal assemblages in the north of Portugal. Consistency between species and functional group approaches. *Journal of Sea Research*, 2011 – Elsevier.
- Ruffin KK (1995) The effects of hydraulic clam dredging on nearshore turbidity and light attenuation in Chesapeake, MD, University of Maryland. MS Thesis:97 p.
- Salomonsen J, Flindt MR & Geertz-Hansen O (1997) Significance of advective transport of *Ulva lactuca* for a biomass budget on a shallow water location. *Ecological Modelling*. 102: 129-132.
- Sand-Jensen K, Borum J (1991) Interactions among phytoplankton periphyton and macrophytes in temperate freshwater and estuaries. *Aquatic botany* 41(1-3):137-176.
- Schubert H, Schygula C (2006): Ansiedlung und Produktion von Makrophyten. Riff
- Stål J, Paulsen S, Pihl L, Rönnback P, Söderqvist T, Wennhage H (2008) Coastal habitat support to fish and fisheries on the Swedish west coast. *Ocean & coastal Management* 51 (8-9):594-600
- Street MW, Deaton AS, Chappell WS, Mooreside PD (2005) North Carolina Coastal Habitat Protection Plan. NCDENR-DMF, 656 p.
- Spencer BE, Kaiser MJ, Edwards DB (1997) Ecological effects of intertidal Manila clam cultivation: Observations at the end of the cultivation phase. *J. Appl. Ecol.* 34(2):444-452.
- Tarnowski M (2006) A literature review of the ecological effects of hydraulic escalator dredging. *Fish. Tech. Rep. Ser.* 48:30 p.
- Tomczak MT, Dinesen GE, Hoffmann E, Maar M, Støttrup JG (2012) Integrated trend assessment of ecosystem changes in the Limfjord (Denmark): Evidence of a recent regime shift? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 117:178-187
- Tuck ID, Bailey N, Harding M, Sangster G, Howell T, Graham N, Breen M (2000) The impact of water jet dredging for razor clams, *Ensis* sp., in a shallow sandy subtidal environment. *J. Sea Res.* 43:65-81.
- Valdemarsen T, Canal-Vergés P, Kristensen E, Holmer M, Kristiansen MD, Flindt MR (2010) Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Marine Ecology Progress Series* 418, 119-130.

Bilag 1 Udpegningsgrundlag for Habitatområde 16



Figur 37. Kortet viser, hvilket areal der er omfattet af Natura 2000 området i Løgstør Bredning. For opdeling i naturtyper se Figur 2.

H16 Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg

- 1095 Havlampret (*Petromyzon marinus*)
- 1166 Stor vandsalamander (*Triturus cristatus cristatus*)
- 1318 Damflagermus (*Myotis dasycneme*)
- 1355 Odder (*Lutra lutra*)
- 1365 Spættet sæl (*Phoca vitulina*)
- 1110 Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand
- 1140 Mudder- og sandflader blottet ved ebbe
- 1150 * Kystlaguner og strandsøer
- 1160 Større lavvandede bugter og vige
- 1170 Rev
- 1210 Enårig vegetation på stenede strandvolde
- 1220 Flerårig vegetation på stenede strande
- 1230 Klinter eller klipper ved kysten
- 1310 Vegetation af kveller eller andre enårige strandplanter, der koloniserer mudder og sand
- 1330 Strandenge
- 2110 Forstrand og begyndende klitdannelser
- 2120 Hvide klitter og vandremiler
- 2130 * Stabile kystklitter med urteagtig vegetation (grå klit og grønsværklit)
- 2140 * Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)
- 2160 Kystklitter med havtorn
- 2170 Kystklitter med gråris
- 2190 Fugtige klitlavninger
- 2250 * Kystklitter med enebær
- 3130 Ret næringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden

3140 Kalkrige søer og vandhuller med kransnålalger
3150 Næringsrige søer og vandhuller med flydeplanter eller store vandaks
3160 Brunvandede søer og vandhuller
3260 Vandløb med vandplanter
4010 Våde dværgbusksamfund med klokkelyng
4030 Tørre dværgbusksamfund (heder)
5130 Enekrat på heder, overdrev eller skrænter
6210 Overdrev og krat på mere eller mindre kalkholdig bund (* vigtige orkidélokalteter)
6230 * Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund
6410 Tidvis våde enge på mager eller kalkrig bund, ofte med blåtop
7220 * Kilder og væld med kalkholdigt (hårdt) vand
7230 Riggær
9110 Bøgeskove på morbund uden kristtorn
9160 Egeskove og blandskove på mere eller mindre rig jordbund
9190 Stilkegeskove og -krat på mager sur bund
91D0 * Skovbevoksede tørvemoser
91E0 * Elle- og askeskove ved vandløb, søer og væld

Bilag 2 Udpegningsgrundlag for F12

Reference se Basisanalysen for Løgstør Bredning (Miljøcenter Aalborg 2007; www.naturstyrelsen.dk)

Udpegningsgrundlaget omfatter de arter, for hvilke det skal sikres, at de kan overleve og formere sig i deres udbredelsesområde. For at en art kan indgå i udpegningsgrundlaget skal arten være angivet på EF-fuglebeskyttelsesdirektivet bilag 1, jf. artikel 4, stk. 1 eller regelmæssigt forekomme i antal af international eller national betydning, jf. artikel 4, stk. 2. For de arter der opfylder betingelser efter artikel 4, stk. 1 og/eller stk. 2 er det angivet i hvilke perioder af artens livscyklus denne forekommer i de udpegede beskyttelsesområder:

Y: Ynglende art.

T: Trækfugle, der opholder sig i området i internationalt betydende antal.

Tn: Trækfugle, der opholder sig i området i nationalt betydende antal.

Det er desuden angivet hvilke kriterier, der ligger til grund for vurderingen af, om arten opfylder ovennævnte betingelser:

- F1: arten er opført på Fuglebeskyttelsesdirektivets p.t. gældende Bilag I og yngler regelmæssigt i området i væsentligt antal, dvs. med 1 % eller mere af den nationale bestand.
- F2: arten er opført på Fuglebeskyttelsesdirektivets p.t. gældende Bilag I og har i en del af artens livscyklus en væsentlig forekomst i området, dvs. for talrige arter (T) skal arten være regelmæssigt tilbagevendende og forekomme i internationalt betydende antal, og for mere fåtallige arter (Tn), hvor områder i Danmark er væsentlige for at bevare arten i dens geografiske sø- og landområde, skal arten forekomme med 1% eller mere af den nationale bestand.
- F3: arten har en relativt lille, men dog væsentlig forekomst i området, fordi forekomsten bidrager væsentligt til den samlede opretholdelse af bestande af spredt forekommende arter som f.eks. Natravn og Rødrygget Tornskade.
- F4: arten er regelmæssigt tilbagevendende og forekommer i internationalt betydende antal, dvs. at den i området forekommer med 1 % eller mere af den samlede bestand inden for trækvejen af fuglearten.
- F5: arten er regelmæssigt tilbagevendende og har en væsentlig forekomst i områder med et internationalt betydende antal vandfugle, dvs. at der i området regelmæssigt forekommer mindst 20.000 vandfugle af forskellige arter, dog undtaget måger.
- F6: arten har en relativt lille, men dog væsentlig forekomst i området, fordi forekomsten bidrager væsentligt til at opretholde artens udbredelsesområde i Danmark.
- F7: arten har en relativt lille, men dog væsentlig forekomst i området, fordi forekomsten bidrager væsentligt til artens overlevelse i kritiske perioder af dens livscyklus, f.eks. i isvintre, i fædningstiden, på trækket mod ynglestederne og lignende.

SPA 12 Løgstør Bredning, Livø, Feggesund og Skarrehave				Vejledning
Dværgterne		Y		F3
	Kortnæbbet gås		T	F4
	Lysbuget knortegås		T	F4
	Hvinand		T	F4,F6
	Toppet skallesluger		T	F4

Bilag 3 Fiskeplan fra fiskeriets organisationer



Nordensvej 3, Taulov
7000 Fredericia
Tlf. +45 70 10 40 40
Fax. +45 75 45 19 28

H. C. Andersens Boulevard 37
1553 København V
Tlf. +45 70 10 40 40
Fax +45 33 32 32 38

mail@dkfisk.dk
www.dkfisk.dk

Fiskeplan for muslingefiskeri i Løgstør Bredning 2013/2014

Nedenfor præsenteres en fiskeplan fra Centralforening Limfjorden og Danmarks Fiskeriforening side, der fremfører ønske om et muslingefiskeri i Natura 2000-området Løgstør Bredning.

Mængde og områder

På baggrund af DTU-Aqua's bestandsundersøgelser af blåmuslinger i Løgstør Bredning i 2013 vil Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening foreslå et fiskeri på 15.000 tons muslinger netto, dvs. fangst af muslinger uden bifangst af sten og skaller i produktionsområde 32, 33, 34, 36, 37, 38 og 39. Der ønskes ligeledes mulighed for et omplantningsfiskeri på 5000 tons, hvor den mængde muslinger der ikke udnyttes til omplantning skal tillægges den samlede mængde der må fiskes i området. Omlantningsfiskeriet skal kunne foregå året rundt, så længe gældende regler overholdes.

Fiskeriet vil finde sted i perioden 1. september 2013 – 1. juli 2014. I perioden vil fiskeriet højst sandsynligt holde en vinterlukning i en kortere eller længere periode i tidsintervallet midt december til 1. marts.

Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening vil følge DTU-Aquas anbefaling vedrørende rammerne for bæredygtigt muslingefiskeri.

Med henblik på at minimere området der påvirkes af muslingefiskeri, vil fiskeri af blåmuslinger i Løgstør Bredning finde sted i områder, hvor tætheden af muslingerne er over 1 kg/m².

Fiskeriet af blåmuslinger til omplantning vil foregå i de områder hvor dette kan udføres så effektivt som muligt og gerne i områder med tætheder på over 2,5 kg/m².

Ud over selve fiskeriet og omplantningsfiskeriet foregår der et forsøgsfiskeri i Bredningen, der udgør ca. 1 % af det samlede fiskeri pr. år. Dette forsøgsfiskeri bruges til lokalisering af yngelnedslag og fiskbare muslinger i forbindelse med selvforvaltningen.

Fiskeribeskrivelse

Fiskeriet på blåmuslinger i Løgstør Bredning er reguleret af bekendtgørelse nr. 155 af 07/03/2000 "Bekendtgørelse om regulering af fiskeri efter muslinger" og bekendtgørelse nr. 840 af 20/07/2006 "Bekendtgørelse om muslinger m.m.". Der er i disse bekendtgørelser ikke opstillet begrænsning i fiskeriet i forhold til vanddybde eller afstand til kystlinje i Natura 2000-området.

Centralforeningen og Foreningen Muslingeerhvervet registreret fiskeriets udbredelse i Limfjorden uge for uge. I forbindelse med fiskeri af muslinger i Limfjorden bliver fartøjernes positioner registreret hver time. Oplysningerne vil være tilgængelige for Fødevarestyrelsen, DTU-Aqua og Direktoratet, som en forbedring i forbindelse med de biologiske vurderinger. Fra 2012 er alle muslingefartøjer desuden blevet udstyret med et gps system der logger fartøjets position hvert 10. sekund under fiskeri. Dette nye system gør at udbredelsen af fiskeriet i bredningen vil kunne kortlægges præcis og derved dokumentere hvor der fiskes og effekter heraf.

Der vil blive fisket i områder, der kan indeholde naturtyperne 1110/"Sandbanker med lavvandede vedvarende dække af havvand" og 1160/"Større lavvandede bugter og vige". Der vil ikke blive fisket på lavere vanddybder end 4 meter.

I Løgstør Bredning er der intet overlap mellem fiskeriområdet og ålegræssets udbredelse jf. DTU-Aquas oplysninger. Ved tilvejebringelse af oplysninger omkring ålegræs på vanddybder over 4 meter, lukkes disse delområder med kasser, der omkranser ålegræsset udbredelse. At drage konklusioner omkring en direkte relation mellem sigtdybde og ålegræsset udbredelse har vist sig ikke at kunne bruges (Konklusion fra arbejdsgruppen omkring ålegræsværktøjet). Fiskeri efter muslinger kan ikke gennemføres i områder med ålegræs, og Centralforeningen vil da også gerne anmode om ekstra kontrol fra Fiskeridirektoratets side for forekomst af ålegræs i fangster.

I forbindelse med fiskeri udsmitter fiskerne for så vidt muligt, de sten på 2-5 kilo der måtte være i fangsten. Foreningen Muslingeerhvervet vil i samarbejde med industrierne systematisk registrere mængden af sten, der landes fra Løgstør Bredning. Hvis denne mængde overstiger 100 tons i tilladelsesperioden, vil der for efterfølgende år blive lavet en handlingsplan i samarbejde med Miljøministeriet for genudlægning af sten.

Centralforeningen selvforvalter muslingefiskeriet, så der i områder med store forekomster af muslingeyngel eller lav kødprocent i muslingerne (< 14 %) ikke tages åbningsprøver til kontrol af algetoxiner, så områderne således ikke åbnes for fiskeri. Ligeledes vil fiskeriet blive indstillet i områder med en iltkoncentration i fiskeområdet på mindre end 4 mg ilt pr. liter i mere end 2 uger. Desuden køres der med et rotationsfiskeri i områderne, der dels forhindrer at fiskeriindsatsen bliver samlet i mindre områder af fjorden, og dels minimerer den visuelle påvirkning ved at drive muslingefiskeri i Limfjorden. Dette rotationsfiskeri regulerer indsatsen, så der maksimalt kan være 15 fartøjer tilstede i hvert produktionsområde i Løgstør Bredning. Fiskerne til- og framelder produktionsområder, de fisker i hos direktoratet, hvilket opretholder maks. 15 fartøjer i hvert produktionsområde.

Bilag 4 Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen

Fra: "Helle Torp Christensen" <hetoch@naturerhverv.dk>
Til: mynd@aqua.dtu.dk, "Jens Kjerulf Petersen (jkip@skaldyrcenter.dk)" <jkip@skaldyrcenter.dk>, lkp@aqua.dtu.dk
Cc: "Anja Gadgård Boye (NaturErhvervstyrelsen)" <anbo@naturerhverv.dk>, "Søren Palle Jensen (NaturErhvervstyrelsen)" <spj@naturerhverv.dk>
Sendt: fredag, 28. juni 2013 13:50:25
Emne: Bestilling: Konsekvensvurderinger for Limfjorden 2013/14 samt notat vedr. østers

Kære mynd,

Foranlediget af mødet mellem DTU Aqua, Danmarks Fiskeriforening, Central Foreningen Limfjorden og NaturErhvervstyrelsen den 6. juni 2013 om fiskeri efter muslinge- og østersfiskeri i Natura 2000 områder Limfjorden for 2013/2014 sæsonen, fremsendes følgende bestilling.

De af erhvervet indsendte fiskeplaner er vedlagt denne bestilling.

Østers – Nisum Bredning

DTU Aqua anmodes om, at udarbejde et notat om østersbestanden i Limfjorden for Nisum Bredning såvel, som for den øvrige del af fjorden.

Notatet skal udover oplysninger om bestanden og dens udvikling indeholde rådgivning om forslag til bæredygtig kvote for et eventuelt kommende fiskeri.

Deadline: Notat om østersbestanden bedes fremsendt senest 1. august 2013.

Blåmuslinger

Konsekvensvurderingerne for hhv. Lovns Bredning og Løgstør Bredning skal tage udgangspunkt i, at der stilles krav om anvendelse af den lette skraber samt i anvendelse af sensor og GPS udstyr.

Afsnittet om opgørelse af kumulative påvirkninger skal tage udgangspunkt i den hidtidige anvendte model for opgørelse af de kumulative påvirkninger – således at der ses på muslingebestand, ålegræs, markoalger og bundfauna (jf. trappemodellen i Muslingepolitikken). Den acceptabel arealmæssige kumulative påvirkning er med muslingepolitikken fastsat til 15 pct.

Med hensyn til beregnings- og vurderingspraksis i forhold til ålegræs skal konsekvensvurderingerne indeholde en transparent og tydeligt videnskabeligt dokumenteret redegørelse for eventuelle ændringer. Det skal være muligt at sammenligne konsekvensvurderingerne på tværs af år/ fiskerisæsoner. Afsnit om ålegræs skal udover en beskrivelse af den nye metode, der anvendes for bestemmelse af ålegræsudbredelse også indeholde en opgørelse af ålegræssets udbredelse beregnet ud fra sigtddyden, herunder angivelse af ålegræssets aktuelle udbredelse.

Endvidere skal der i afsnittet om kumulative påvirkninger indgå et afsnit om anvendelse af sensor og GPS data i forhold til opgørelse af fiskeriets kumulative påvirkninger – samt en angivelse af hvordan disse data fremadrettet vil blive anvendt.

DTU Aqua bedes i den sammenhæng overveje om der inden jul skal udsendes et tillæg til konsekvensvurderingerne som indeholder en opgørelse af 2012/2013 sæsonens kumulative påvirkning på baggrund af sensor og GPS data.

Løgstør Bredning

For Løgstør Bredning skal konsekvensvurderingen udover ovenstående, tage udgangspunkt i en kvote på 20.000 tons, hvoraf 5.000 tons ønskes omplantet.

Såfremt denne kvote ikke vurderes at være bæredygtig for bestanden (set i lyset af at bestanden er faldet i forhold til sidste år), bedes DTU Aqua tilrette kvoten til det niveau, som instituttet vurderer som bæredygtigt for bestanden – i den kvote skal der fratrækkes 5.000 tons til omplantning.

Dybdegrænsen for fiskeri fastsættes til 5 m og 6 m i de områder, hvor ålegræs vokser ud til 5 m's vanddybde – denne dybdegrænse gælder for fiskeri efter blåmuslinger såvel som søstjerner.

Fiskeriets påvirkning som følge af fiskeri efter 7.000 tons søstjerner skal endvidere konsekvensvurderes og indgå i afsnittet om opgørelse af kumulative påvirkninger.

Lovns Bredning

For Lovns Bredning skal konsekvensvurderingen udover ovenstående, tage udgangspunkt i en kvote til konsum på 20.000 tons, hvoraf 5.000 tons ønskes omplantning.

Erhvervet har de forgangne år ikke udnyttet den tilladte kvote. I 2012/2013 sæsonen var kvoten 7.000 tons, hvoraf 5.000 var afsat til omplantning.

Såfremt en kvote på 20.000 tons inkl. omplantning ikke vurderes at være bæredygtig for bestanden, bedes DTU Aqua tilrette kvoten til det niveau, som instituttet vurderer som bæredygtigt for bestanden – såfremt kvoten ændres, skal kvoten for omplantning på 5.000 tons blåmuslinger fratrækkes.

Hertil kommer at den kumulative påvirkning ikke må overskride 15 pct.

Danmarks Fiskeriforening har indsendt ønske om fiskekasser i Lovns Bredning. Fiskeri efter blåmuslinger ønskes således alene udøvet i disse områder i 2013/2014 sæsonen.

Fiskekasserne skal placeret så de ikke er i konflikt med hverken den aktuelle og/eller potentielle udbredelse af ålegræs, endvidere må fiskekasserne ikke være placeret på vanddybder lavere end to meter jf. gældende bekendtgørelser.

Såfremt erhvervets ønsker til fiskekasser ikke er i konflikt med ålegræs, anmodes DTU Aqua om at indeholde dette ønske i konsekvensvurderingen. Hvis de ønskede fiskekasser ikke er i konflikt med ålegræs, skal betydningen af kassernes placering beskrives i forhold til det øvrige udpegningsgrundlag.

Erhvervet har angivet nedenstående to fiskekasser med følgende positioner:

Fiskekasse 1:

56 40 229 N 009 11 440 E
56 39 997 N 009 12 000 E
56 40 590 N 009 14 000 E
56 41 161 N 009 13 848 E

Fiskekasse 2:

56 37 000 N 009 18 754 E
56 37 000 N 009 17 950 E

56 41 722 N 009 16 000 E

Fiskeriets påvirkning som følge af fiskeri efter 2.000 tons søstjerner skal endvidere konsekvensvurderes og indgå i afsnittet om opgørelse af kumulative påvirkninger.

Dybdegrænsen for fiskeri efter søstjerner fastsættes til 5 meter, med undtagelse af inden for fiskekasserne.

Deadline: I henhold til rulleplanen skal konsekvensvurderingerne fremsendes senest den 15. august 2013.

Såfremt I har spørgsmål er I selvfølgelig velkommen til at kontakte os.

Med venlig hilsen

Helle Torp Christensen

Fuldmægtig i Center for Fiskeri

+45 21 75 92 05 | hetoeh@naturerhverv.dk

Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri

NaturErhvervstyrelsen | Nyropsgade 30 | 1780 København V. | Tlf. +45 33 95 80 00 | mail@naturerhverv.dk |

www.naturerhverv.dk

Bilag 5 Marine habitattype-definitioner

Appendiks i: "Guidelines for the establishment of the Natura 2000 network in the marine environment. Application of the Habitats and Birds Directives". Findes på:
http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/index_en.htm

Appendix

1

Marine Habitat types definitions.

Update of "Interpretation Manual of European Union Habitats"

COASTAL AND HALOPHYTIC HABITATS

Open sea and tidal areas

1110 Sandbanks which are slightly covered by sea water all the time

PAL.CLASS.: 11.125, 11.22, 11.31

1. Definition:

Sandbanks are elevated, elongated, rounded or irregular topographic features, permanently submerged and predominantly surrounded by deeper water. They consist mainly of sandy sediments, but larger grain sizes, including boulders and cobbles, or smaller grain sizes including mud may also be present on a sandbank. Banks where sandy sediments occur in a layer over hard substrata are classed as sandbanks if the associated biota are dependent on the sand rather than on the underlying hard substrata.

“Slightly covered by sea water all the time” means that above a sandbank the water depth is seldom more than 20 m below chart datum. Sandbanks can, however, extend beneath 20 m below chart datum. It can, therefore, be appropriate to include in designations such areas where they are part of the feature and host its biological assemblages.

2. Characteristic animal and plant species

2.1. Vegetation:

North Atlantic including North Sea:

Zostera sp., free living species of the *Corallinaceae* family. *On many sandbanks macrophytes do not occur.*

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands):

Cymodocea nodosa and *Zostera noltii*. On many sandbanks free living species of *Corallinaceae* are conspicuous elements of biotic assemblages, with relevant role as feeding and nursery grounds for invertebrates and fish. *On many sandbanks macrophytes do not occur.*

Baltic Sea:

Zostera sp., *Potamogeton* spp., *Ruppia* spp., *Tolypella nidifica*, *Zannichellia* spp., carophytes. *On many sandbanks macrophytes do not occur.*

Mediterranean:

The marine Angiosperm *Cymodocea nodosa*, together with photophilic species of algae living on the leaves (more than 15 species, mainly small red algae of the *Ceramiales* family), associated with *Posidonia* beds. *On many sandbanks macrophytes do not occur.*

2.2. Animals:

North Atlantic including North Sea:

Invertebrate and demersal fish communities of sandy sublittoral (e.g. polychaete worms, crustacea, anthozoans, burrowing bivalves and echinoderms, *Ammodytes* spp., *Callionymus* spp., *Pomatoschistus* spp., *Echiichthys vipera*, *Pleuronectes platessa*, *Limanda limanda*).

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands):

Fish, crustacean, polychaeta, hydrozoan, burrowing bivalves, irregular echinoderms. Baltic Sea:

Invertebrate and demersal fish communities of sandy sublittoral (fine and medium grained sands, coarse sands, gravely sands), e.g. polychaetes: *Scoloplus armiger*, *Pygospio elegans*, *Nereis diversicolor*, *Travisia* sp., e.g. bivalves: *Macoma balthica*, *Mya arenaria*, *Cerastoderma* sp., e.g. crustaceans: *Crangon crangon*, *Saduria entomon*, e.g. fish species: *Platichthys flesus*, *Nerophis ophidion*, *Pomatoschistus* spp., *Ammodytes tobianus*.

Mediterranean:

Invertebrate communities of sandy sublittoral (e.g. polychaetes). Banks are often highly important as feeding, resting or nursery grounds for sea birds, fish or marine mammals.

3. Corresponding categories:

French classification ZNIEFF-MER:

“Biocénose des sables fins de haut niveau”, “Biocénose des sables fins bien calibrés”. German classification:

“Sandbank der Ostsee (ständig wasserbedeckt)(040202a)”, “Sandbank der Nordsee (ständig wasserbedeckt)(030202a)“.

Barcelona Convention:

“Biocenosis of fine sands in very shallow waters (III. 2. 1.) with facies with *Lentidium mediterraneum* (III. 2. 1. 1.)”, “Biocenosis of well sorted fine sands (III. 2. 2.) with associations with *Cymodocea nodosa* on well sorted fine sands (III. 2. 2. 1.) and with *Holophila stipulacela* (III. 2. 2. 2), the latter considered determinant habitat in C. B.”, “Biocenosis of coarse sands and fine gravels mixed by the waves (III. 3. 1.) with association with rhodolithes (III. 3. 1. 1), considered determinant habitat in the C. B.”, “Biocenosis of coarse sands and fine gravels under the influence of bottom currents (also found in the Circalittoral) (III. 3. 2.). It is possible to find a facies and an association which are determinant habitats for C. B.: the maërl facies (= Association with *Lithothamnion corallioides* and *Phymatolite calcareum*), also found as facies of the biocenosis of coastal detritic (III. 3. 2. 1), and the association with rhodolithes (III. 3. 2.

2.)”, “Biocenosis of infralittoral pebbles (III. 4. 1.) with facies with *Gouania wildenowi* (III. 4. 1.

1.), small teleostean which lives among pebbles.” **Nordic classifications:**

Vegetationstyper i Norden, Pålsson (ed.) 1994:

“*Zostera marina*-typ (4.4.1.1)”, “*Ruppia maritima*-typ (4.4.1.2)”, “*Chara*-typ (6.3.3.1)”, “*Potamogeton pectinatus* (6.3.2.2)”.

Kustbiotoper i Norden, Nordiska Ministerrådet 2001:

“Sandbottnar (7.7.1.2; 7.8.1.2; 7.8.4.2; 7.8.5.2; 7.8.6.7; 7.8.6.8; 7.8.6.9; 7.8.7.9; 7.8.7.10; 7.8.7.11; 7.9.1.1; 7.9.2.1; 7.9.3.1; 7.9.4.1).” HELCOM classification:

“Sublittoral gravel bottoms. Banks with or without macrophyte vegetation (2.4.2.3)”, “Sublittoral sandy bottoms. Banks with or without macrophyte vegetation (2.5.2.4)”.

The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 03.02:

Relevant types within “Sublittoral coarse sediments (SCS), Sublittoral sands (SSA) and Sublittoral macrophytes communities (SMP)”.

EUNIS classification:

Relevant types within “A4.4, A4.55, A4.1, A4.2, A4.51, A4.5, A4.53, A4.1, A4.2, A4.51, A4.5, A4.53, A4.4, A4.55, A7.32, A4.51, A4.53, A4.552, 4.521, A4.521, A4.513, A6.22, A4.51, A4.141, A4.13, A8.13”.

4. Associated habitats:

Sandbanks can be found in association with mudflats and sandflats not covered by seawater at low tide (1140), with *Posidonia* beds (1120) and reefs (1170). Sandbanks may also be a component part of habitat 1130 Estuaries and habitat 1160 Large shallow inlets and bays.

5. Literature:

AUGIER H. (1982). Inventaire et classification des biocénoses marines benthiques de la Méditerranée. Publication du Conseil de l' Europe, Coll. Sauvegarde de la Nature, 25, 59 pages.

DYER KR & HUNTLEY DA (1999). The origin, classification and modelling of sand banks and ridges. *Continental Shelf Research* 19 1285-1330

CONNOR, D.W., ALLEN, J.H., GOLDING, N., LIEBERKNECHT, L.M., NORTHEN, K.O. & REKER, J.B. (2003). The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 03.02. Internet version. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. (www.jncc.gov.uk/marine/biotopes/default.htm)

ERICSON, L. & WALLENTINUS, H.-G. (1979). Sea-shore vegetation around the Gulf of Bothnia. Guide for the International Society for Vegetation Science, July-August 1977. *Wahlenbergia* 5:1 – 142.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2002). EUNIS habitat classification. Version 2.3. Copenhagen, EEA (Internet publication: <http://eunis.eea.europa.eu/habitats.jsp>) **HAROUN, R.J., GIL-RODRÍGUEZ, M.C., DÍAZ DE CASTRO, J. & PRUD'HOMME VAN REINE, W.F. (2002).** A check-list of the marine plants from the Canary Islands (Central Eastern Atlantic Ocean). *Botanica Marina*. 45: 139-169.

HELCOM (1998). Red List of Biotopes and Biotope Complexes of the Baltic Sea, the Belt Sea and the Kattegat. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 75.: 126pp.

KAUTSKY, N. (1974). Quantitative investigations of the red algae belt in the Askö area, Northern Baltic proper. *Contrib. Askö Lab. Univ. Stockholm* 3: 1-29.

LAPPALAINEN, A., HÄLLFORS, G. & KANGAS, P. (1977). *Littoral benthos of the northern Baltic Sea*. IV. Pattern and dynamics of macrobenthos in a sandy bottom *Zostera marina* community in Tvärminne.

NORDHEIM, H. VON, NORDEN ANDERSEN, O. & THISSEN, J. (EDS.) (1996). Red Lists of Biotopes, Flora and Fauna of the Trilateral Wadden Sea Area 1995. *Helgol. Meeres-untersuchungen*.

50 (suppl.): 136 pp.

NORDISKA MINISTERRÅDET (2001). Kustbiotoper i Norden. Hotade och representativa biotoper. TemaNord 2001: 536. 345 pp.

OULASVIRTA, P., LEINIKKI, J. & REITALU, T. (2001). Underwater biotopes in Väinameri and Kõpu area, Western Estia. The Finnish Environment 497.

PAVÓN-SALAS, N., HERRERA, R., HERNÁNDEZ-GUERRA, A. & HAROUN R. (2000). Distributional pattern of sea grasses in the Canary Islands (Central-East Atlantic Ocean). *J. Coastal Research*, 16: 329-335.

PÅHLSSON, L. (ED.) (1994). Vegetationstyper i Norden. TemaNord 1994: 665. 627 pp.

PERÈS J. M. & PICARD J. (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume* 31 (47): 5-137.

RAVANKO, O. (1968). MACROSCOPIC GREEN, BROWN AND RED ALGAE IN THE SOUTH-WESTERN ARCHIPELAGO OF FINLAND. *ACTA BOT. FENNICA* 79: 1-50.

RIECKEN, U., RIES, U. & SSYMANK, A. (1994). Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. 41: 184 pp.

1120* Posidonia beds (*Posidonia oceanica*)

PAL.CLASS.: 11.34

1) Beds of *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile characteristic of the infralittoral zone of the Mediterranean (depth: ranging from a few dozen centimetres to 30 - 40 metres). On hard or soft substrate, these beds constitute one of the main climax communities. They can withstand relatively large variations in temperature and water movement, but are sensitive to desalination, generally requiring a salinity of between 36 and 39‰.

2) Plants: *Posidonia oceanica*.

Animals: Molluscs- #*Pinna nobilis*; Echinoderms- *Asterina pancerii*, *Paracentrotus lividus*; Fish- *Epinephelus guaza*, *Hippocampus ramulosus*.

5) **Belsher, T. et al (1987).** *Livre rouge des espèces menacées de France - tome 2, espèces marines et littorales menacées*, Ed. F. de Beaufort. Museum National d'Histoire Naturelle - Paris.

1130Estuaries

PAL.CLASS.: 13.2, 11.2

1) Downstream part of a river valley, subject to the tide and extending from the limit of brackish waters. River estuaries are coastal inlets where, unlike 'large shallow inlets and bays' there is generally a substantial freshwater influence. The mixing of freshwater and sea water and the reduced current flows in the shelter of the estuary lead to deposition of fine sediments, often forming extensive intertidal sand and mud flats. Where the tidal currents are faster than flood tides, most sediments deposit to form a delta at the mouth of the estuary.

Baltic river mouths, considered as an estuary subtype, have brackish water and no tide, with large wetland vegetation (helophytic) and luxurious aquatic vegetation in shallow water areas.

2) Plants: Benthic algal communities, *Zostera* beds e.g. *Zostera noltii* (*Zosteretea*) or vegetation of brackish water: *Ruppia maritima* (= *R. rostellata* (*Ruppietea*)); *Spartina maritima* (*Spartinetea*); *Sarcocornia perennis* (*Arthrocnemetea*). Both species of fresh water and brackish water can be found in Baltic river mouths (*Carex* spp., *Myriophyllum* spp., *Phragmites australis*, *Potamogeton* spp., *Scirpus* spp.).
Animals: Invertebrate benthic communities; important feeding areas for many birds.

3) Corresponding categories

German classification : "D2a Ästuar (Fließgewässermündungen mit Brackwassereinfluß u./od. Tidenhub eingeschlossen werden", "050105 Brackwasserwatt des Ästuar an der Nordsee", "050106 Süßwasserwatt im Tideeinfluß des Nordsee".

4) An estuary forms an ecological unit with the surrounding terrestrial coastal habitat types. In terms of nature conservation, these different habitat types should not be separated, and this reality must be taken into account during the selection of sites.

5) **Brunet, R. et al.** *Les mots de la géographie-dictionnaire critique*. Ed. Reclus.

Gillner, W. (1960). Vegetations- und Standortsuntersuchungen in den Strandwiesen der schwedischen Westküste. *Acta Phytogeogr. Suec.* 43:1-198.

1140 Mudflats and sandflats not covered by seawater at low tide

PAL.CLASS.: 14

1) Sands and muds of the coasts of the oceans, their connected seas and associated lagoons, not covered by sea water at low tide, devoid of vascular plants, usually coated by blue algae and diatoms. They are of particular importance as feeding grounds for wildfowl and waders. The diverse intertidal communities of invertebrates and algae that occupy them can be used to define subdivisions of 11.27, eelgrass communities that may be exposed for a few hours in the course of every tide have been listed under 11.3, brackish water vegetation of permanent pools by use of those of 11.4.

Note: Eelgrass communities (11.3) are included in this habitat type.

1150* Coastal lagoons

PAL.CLASS.: 21

1) Lagoons are expanses of shallow coastal salt water, of varying salinity and water volume, wholly or partially separated from the sea by sand banks or shingle, or, less frequently, by rocks. Salinity may vary from brackish water to hypersalinity depending on rainfall, evaporation and through the addition of fresh seawater from storms, temporary flooding of the sea in winter or tidal exchange. With or without vegetation from *Ruppietea maritima*, *Potametea*, *Zosteretea* or *Charetea* (CORINE 91: 23.21 or 23.22).

- Flads and gloes, considered a Baltic variety of lagoons, are small, usually shallow, more or less delimited water bodies still connected to the sea or have been cut off from the sea very recently by land upheaval. Characterised by well-developed reedbeds and luxuriant submerged vegetation and having several morphological and botanical development stages in the process whereby sea becomes

land.

- Salt basins and salt ponds may also be considered as lagoons, providing they had their origin on a transformed natural old lagoon or on a saltmarsh, and are characterised by a minor impact from exploitation.

2) Plants: *Callitriche* spp., *Chara canescens*, *C. baltica*, *C. connivens*, *Eleocharis parvula*, *Lamprothamnion papulosum*, *Potamogeton pectinatus*, *Ranunculus baudotii*, *Ruppia maritima*, *Tolypella n. nidifica*. In flads and gloes also *Chara* ssp. (*Chara tomentosa*), *Lemna trisulca*, *Najas marina*, *Phragmites australis*, *Potamogeton* spp., *Stratiotes aloides*, *Typha* spp.

Animals: Cnidaria- *Edwardsia ivelli*; Polychaeta- *Armandia cirrhosa*; Bryozoa- *Victorella pavidula*; Rotifera - *Brachionus* sp.; Molluscs- *Abra* sp., *Murex* sp.; Crustaceans- *Artemia* sp.; Fish- *Cyprinus* sp., *Mullus barbatus*; Reptiles- *Testudo* sp.; Amphibians- *Hyla* sp.

3) Corresponding categories

German classification : "0906 Strandsee", "240601 Brackwassersee im Ostseeküstenbereich".

4) Saltmarshes form part of this complex.

5) **Bamber et al. (1992)**. On the ecology of brackish lagoons in Great Britain. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 2, 65-94.

Barnes, R.S.K. (1988). The faunas of landlocked lagoons: chance differences and problems of dispersal. *Estuarine and Coastal Shelf Science*, 26, 309 - 18.

Munsterhjelm, R. (1995). The aquatic macrophyte vegetation of flads and gloes, S coast of Finland. *Acta Bot. Fennica* (in print).

Palmer, M.A., Bell, S.L., Butterfield, I. (1992). A botanical classification of standing waters: Applications for conservation and monitoring. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 2, 125-143.

1160 Large shallow inlets and bays

PAL.CLASS.: 12

1) Large indentations of the coast where, in contrast to estuaries, the influence of freshwater is generally limited. These shallow¹ indentations are generally sheltered from wave action and contain a great diversity of sediments and substrates with a well developed zonation of benthic communities. These communities have generally a high biodiversity. The limit of shallow water is sometimes defined by the distribution of the *Zosteretea* and *Potametea* associations.

Several physiographic types may be included under this category providing the water is shallow over a major part of the area: embayments, fjords, rias and voes.

2) Plants: *Zostera* spp., *Ruppia maritima*, *Potamogeton* spp. (e.g. *P. pectinatus*, *P. praelongus*), benthic algae.

Animals: Benthic invertebrate communities.

3) Corresponding categories

German classification : "B31 naturnaher Boddengewässerkomplex", "B32

Boddengewässerkomplex, geringe Belastung", "A2a Flachwasserzonen der Nordsee (Meeresarme u. -buchten, incl. Seegraswiesen)".

5) **Luther, (1951).** Verbreitung und Ökologie der höheren Wasserpflanzen im Brackwasser der Ekenäs-Gegend in Süd-Finnland. I. Allgemeiner Teil. ABF 49, 1-232. II Spezieller Teil. ABF 50, 1-370.

¹ National experts consider inappropriate to fix a maximum water depth, since the term 'shallow' may have different ecological interpretations according to the physiographic type considered and geographical location.

1170Reefs

PAL.CLASS.: 11.24, 11.25

1. Definition of the habitat:

Reefs can be either biogenic concretions or of geogenic origin. They are hard compact substrata on solid and soft bottoms, which arise from the sea floor in the sublittoral and littoral zone. Reefs may support a zonation of benthic communities of algae and animal species as well as concretions and corallogenic concretions.

Clarifications:

- “*Hard compact substrata*” are: rocks (including soft rock, e.g. chalk), boulders and cobbles (generally >64 mm in diameter).
- “*Biogenic concretions*” are defined as: concretions, encrustations, corallogenic concretions and bivalve mussel beds originating from dead or living animals, i.e. biogenic hard bottoms which supply habitats for epibiotic species.
- “*Geogenic origin*” means: reefs formed by non biogenic substrata.
- “*Arise from the sea floor*” means: the reef is topographically distinct from the surrounding sea-floor.
- “*Sublittoral and littoral zone*” means: the reefs may extend from the sublittoral uninterrupted into the intertidal (littoral) zone or may only occur in the sublittoral zone, including deep water areas such as the bathyal.
- Such hard substrata that are covered by a thin and mobile veneer of sediment are classed as reefs if the associated biota are dependent on the hard substratum rather than the overlying sediment.
- Where an uninterrupted zonation of sublittoral and littoral communities exist, the integrity of the ecological unit should be respected in the selection of sites.
- A variety of subtidal topographic features are included in this habitat complex such as: Hydrothermal vent habitats, sea mounts, vertical rock walls, horizontal ledges, overhangs, pinnacles, gullies, ridges, sloping or flat bed rock, broken rock and boulder and cobble fields.

2. Examples for typical reef species

2.1 Reef vegetation:

North Atlantic including North Sea and Baltic Sea:

A large variety of red, brown and green algae (some living on the leaves of other algae).

Atlantic (Cantabric Sea, Bay of Bizcay): *Gelidium sesquipedale* communities associated with brown algae (*Fucus*, *Laminaria*, *Cystoseira*), and red algae (Corallinaceae, Ceramiceae, Rhodomelaceae).

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands) and Mediterranean:

Cystoseira/*Sargassum* beds with a mixture of other red algae (*Gelidiales*, *Ceramiales*), brown algae (*Dictyotales*) and green algae (*Siphonales*, *Siphonocladales*).

2.2. Examples for typical reef animals:

2.2.1 Examples for animals forming biogenic reefs:

North Atlantic including North Sea:

Polychaetes (e.g. *Sabellaria spinulosa*, *Sabellaria alveolata*, *Serpula vermicularis*), bivalves (e.g. *Modiolus modiolus*, *Mytilus* sp.) and cold water corals (e.g. *Lophelia pertusa*).

Atlantic (Gulf of Cádiz): Madreporarians communities: *Dendrophyllia ramea* community (banks), *Dendrophyllia cornigera* community (banks); white corals communities (banks), (*Madrepora oculata* and *Lophelia pertusa* community (banks). *Solenosmilia variabilis* community (banks). Gorgonians communities: Facies of *Isidella elongata* and *Callogorgia verticillata* and *Viminella flagellum*; Facies of *Leptogorgia* spp.; Facies of *Elisella paraplexauroides*; Facies of *Acanthogorgia* spp. and *Paramuricea* spp. *Filigrana implexa* formations.

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands):

Warm water corals (*Dendrophilia*, *Anthiphatas*), serpulids, polychaetes, sponges, hydrozoan and bryozoan species together with bivalve molluscs (*Sphondyllus*, *Pinna*).

Baltic Sea: Bivalves (e.g. *Modiolus modiolus*, *Mytilus* sp., *Dreissena polymorpha*).

Mediterranean: Serpulid polychaetes, bivalve molluscs (e.g. *Modiolus* sp. *Mytilus* sp. and oysters). Polychaetes (e.g. *Sabellaria alveolata*).

South-West Mediterranean: *Dendropoma petraeum* reefs (forming boulders) or in relation with the red calcareous algae *Spongites* spp or *Litophyllum lichenoides*. *Filigrana implexa* formations. Gorgonians communities: Facies of holoaxonia gorgonians (*Paramuricea clavata* “forest”, *Eunicella singularis* “forest”), mixed facies of gorgonians (*Eunicella* spp, *P. clavata*, *E. paraplexauroides*, *Leptogorgia* spp). Facies of *Isidella elongata* and *Callogorgia verticillata*; Facies of scleroaxonia gorgonians (*Corallium rubrum*). Madreporarians communities: *Cladocora caespitosa* reefs, *Astroides calycularis* facies. Madreporarians communities: *Dendrophyllia ramea* community (banks); *Dendrophyllia cornigera* community (banks); white corals communities (banks): *Madrepora oculata* and *Lophelia pertusa* community (banks).

West Mediterranean: Polychaetes (exclusively *Sabellaria alveolata*).

2.2.2 Examples for non reef forming animals:

North Atlantic including North Sea:

In general sessile invertebrates specialized on hard marine substrates such as sponges, anthozoa or cnidaria, bryozoans, polychaetes, hydroids, ascidians, molluscs and cirripedia (barnacles) as well as diverse mobile species of crustaceans and fish.

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands):

Gorgonians, hydrozoans, bryozoan and sponges, as well as diverse mobile species of crustacean, molluscs (cephalopoda) and fish.

Baltic Sea: Distribution and abundance of invertebrate species settling on hard substrates are limited by the salinity gradient from west to east. Typical groups are: hydroids, ascidians, cirripedia (barnacles), bryozoans and molluscs as well as diverse mobile species of crustaceans and fish.

Mediterranean: Cirripedia (barnacles), hydroids, bryozoans, ascidians, sponges, gorgonians and polychaetes as well as diverse mobile species of crustaceans and fish.

3. Corresponding categories:

German classification:

„Benthal der Nordsee mit Hartsubstrat (010204)“, „Riffe der Nordsee (010204a)“, „Benthal der Flachwasserzone der Nordsee mit Hartsubstrat, makrophytenarm (030204)“, „Benthal der Flachwasserzone der Nordsee mit Hartsubstrat, makrophytenreich (030206)“, „Miesmuschelbank des Sublitorals der Nordsee (030207)“, „Austernbank des Sublitorals der Nordsee (030208)“, „Sabellaria- Riff des Sublitorals der Nordsee (030209)“, „Felswatt der Nordsee (050104)“, „Miesmuschelbank des Eulitorals der Nordsee (050107)“;

„Benthal der Ostsee mit Hartsubstrat (020204)“, „Riffe der Ostsee (020204a)“, „Benthal der Flachwasserzone der Ostsee mit Hartsubstrat, makrophytenarm (040204)“, „Benthal der Flachwasserzone der Ostsee mit Kies- und Hartsubstrat, makrophytenreich (040206)“,

„Miesmuschelbank des Sublitorals der Ostsee (040207)“, „Vegetationsreiches Windwatt mit Hartsubstrat (060203) (Ostsee)“.

Barcelona Convention:

„Biocenosis of supralittoral rock (I.4.1.)“, „Biocenosis of the upper mediolittoral rock (II.4.1.)“, „Biocenosis of the lower mediolittoral rock (II.4.2.)“, „Biocenosis of infralittoral algae (III.6.1.)“, „Coralligenous (IV.3.1.)“, „Biocenosis of shelf-edge rock (IV.3.3)“, „Biocenosis of deep sea corals present in the Mediterranean bathyal (V.3.1.)“.

The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 03.02:

„Littoral rock and other hard substrata (biotopes beginning with LR)“, „Infralittoral rock and other hard substrata (biotopes beginning with IR)“, „Circalittoral rock and other hard substrata (biotopes beginning with CR)“, „Littoral biogenic reefs (biotopes beginning with LBR)“ and „Sublittoral biogenic reefs

(biotopes beginning with SBR)".

EUNIS classification :

Relevant types within "A1.1, A1.1/B-ELR.MB, A1.2, A1.2/B-MLR.MF, A1.3, A1.3/B-SLR, A1.4, A1.5, A1.6, A2.8, A3.1, A3.2, A3.2/M-III.6.1.(p), A3.2/H-02.01.01.02.03, A3.2/H-02.01.02.02.03, A3.3, A3.4, A3.5, A3.6, A3.6/B-MCR.M, A3.7, A3.8, A3.9, A3.A, A3.B, A3.C, A4.6, A5.1, A5.6", A6.2, A6.3.

HELCOM classification:

"Sublittoral soft rock reefs of the photic zone with little or no macrophyte vegetation (2.1.1.2.3)", "Hydrolittoral soft rock reefs with or without macrophyte vegetation (2.1.1.3.3)", "Sublittoral solid rock reefs of the photic zone with or without macrophyte vegetation (2.1.2.2.3)", "Hydrolittoral solid rock reefs with or without macrophyte vegetation (2.1.2.3.3)", "Sublittoral sty reefs of the photic zone with or without macrophyte vegetation (2.2.2.3)", "Sty reefs of the hydrolittoral zone with or without macrophyte vegetation (2.2.3.3)".

Trilateral Wadden Sea Classification (von Nordheim et al. 1996):

"Sublittoral (old) blue mussel beds (03.02.07)", "Sublittoral oyster reefs (03.02.08)", "Sublittoral sabel-laria reefs (03.02.09)", "Eulittoral (old) blue mussel beds (05.01.07)", "Benthic zone, sty and hard bot-toms, rich in macrophytes, incl. artificial substrates (03.02.06)", "Benthic zone, sty and hard bottoms, few macrophytes (03.02.04)".

Nordic classification (Kustbiotoper i Norden, Nordiska Ministerrådet 2001):

"Klippbottnar (7.7.1.3; 7.7.2.3; 7.7.3.3; 7.7.4.3; 7.7.5.3; 7.8.1.3; 7.8.2.3; 7.8.3.4; 7.8.4.3; 7.8.5.3; 7.8.6.13; 7.8.7.16)", "Sublittorale samfund på sten- och klippebund (7.9.1.2)", "Sublittorale samfund på stenbund (7.9.2.2; 7.9.3.2)".

4. Associated habitats:

Reefs can be found in association with "vegetated sea cliffs" (habitats 1230, 1240 and 1250) "sandbanks which are covered by sea water all the time" (1110) and "sea caves" (habitat 8830). Reefs may also be a component part of habitat 1130 "estuaries" and habitat 1160 "large shallow inlets and bays".

5. References:

AUGIER H. (1982). Inventaire et classification des biocénoses marines benthiques de la Méditerranée. Publication du Conseil de l' Europe, Coll. Sauvegarde de la Nature, 25, 59 pages.

BALLESTEROS E. (1988). Estructura de la comunidad de *Cystoseira mediterranea* Sauvageau en el Mediterraneo noroccidental. *Inv. Pesq.* 52 (3): 313-334.

BALLESTEROS E. (1990). Structure and dynamics of the *Cystoseira caespitosa* (Fucales, Phaeophyceae) community in the North-Western Mediterranean. *Scient. Mar.* 54 (2): 155-168.

BELLAN-SANTINI D. (1985). The Mediterranean benthos: reflections and problems raised by a classification of the benthic assemblages. In: J.E. Treherne (Ed.) "Mediterranean Marine Ecosystems" pp. 19-

BIANCHI, C.N., HAROUN, R., MORRI, C. & WIRTZ, P. (2000). The subtidal epibenthic communities off Puerto del Carmen (Lanzarote, Canary Islands). *Arquipélago, Sup.2 (Part A)*: 145-155.

BORJA, A., AGUIRREZABALAGA, F., MARTÍNEZ, J., SOLA, J.C., GARCÍA-

ARBERAS, L., & GOROSTIAGA (2003). Benthic communities, biogeography and resources management. In: Borja, A. & Collins, M. (Ed.). *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*, Elsevier Oceanography Series n. 70: 27-50.

BOUDOURESQUE C.F. (1969). Etude qualitative et quantitative d'un peuplement algal à *Cystoseira mediterranea* dans la région de Banyuls sur Mer. *Vie Milieu* 20: 437-452.

CONNOR, D.W., ALLEN, J.H., GOLDING, N., LIEBERKNECHT, L.M., NORTHERN, K.O. & REKER, J.B. (2003). The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 03.02. Internet version. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. (www.jncc.gov.uk/marine/biotopes/default.htm)

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2002). EUNIS habitat classification. Version 2.3. Copenhagen, EEA (Internet publication:

<http://mrw.wallonie.be/dgrne/sibw/EUNIS/home.html>)

GIACCONE G. & BRUNI A. (1972-1973). Le Cistoseire e la vegetazione sommersa del Mediterraneo. *Atti dell' Istituto Veneto de Scienze* 81: 59-103.

GIL-RODRÍGUEZ, M.C. & HAROUN R.J. (2004). Litoral y Fondos Marinos del Parque Nacional de

Timanfaya. En: *Parques Nacionales Españoles*. MMA/Ed. Canseco, Madrid (en prensa).

HAROUN, R. Y HERRERA R. (2001). "Diversidad Taxonómica Marina" En: J.M. Fernández-Palacios y J.L. Martín Esquivel (Eds.), *Naturaleza de las Islas Canarias. Ecología y Conservación*, Ed. Turquesa, S/C de Tenerife, pp. 127-131.

HELCOM (1998). Red List of Biotopes and Biotope Complexes of the Baltic Sea, the Belt Sea and the Kattegat. Baltic Sea Environment Proceedings No. 75.: 126pp.

HOLT, T.J., REES, E.L., HAWKINS, S.J. & SEED, R. (1998). Biogenic Reefs (volume IX). An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs Project), 170 pp. (www.ukmarinesac.org.uk/biogenic-reefs.htm)

KAUTSKY, N. (1974). Quantitative investigations of the red algae belt in the Askö area, Northern Baltic proper. *Contrib. Askö Lab. Univ. Stockholm* 3: 1-29.

MONTESANTO B. & PANAYOTIDIS P. (2000). The *Cystoseira* spp. communities from the upper the

Aegean Sea. *J. mar. biol. Ass., U.K.* 80:357-358.

von NORDHEIM, H., NORDEN ANDERSEN, O. & THISSEN, J. (EDS.) (1996). Red Lists of Biotopes, Flora and Fauna of the Trilateral Wadden Sea Area 1995. *Helgol. Meeresuntersuchungen*. 50 (suppl.): 136 pp.

NORDISKA MINISTERRÅDET (2001). Kustbiotoper i Norden. Hotade och representativa biotoper. TemaNord 2001: 536. 345 pp.

MEDINA, M., HAROUN, R.J. y WILDPRET, W., (1995). Phytosociological study of the *Cystoseira abies-marina* community in the Canarian Archipelago. *Bull. Museu Mun. Funchal, Sup.* 4: 433-439.

PANAYOTIDIS P., DIAPOULIS A., VARKITZI I. & MONTESANTO B. (2001). *Cystoseira* spp.

used for the typology of the NATURA-2000 code 1170 ("reefs") at the Aegean Sea (NE Mediterranean). Proceedings of the first Mediterranean Symposium on Marine Vegetation. Ajaccio 3-4 October 2000, pages 168-172.

PERÈS J. M. & PICARD J. (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume* 31 (47): 5-137.

RAVANKO, O. (1968). Macroscopic green, brown and red algae in the south-western archipelago of Finland. *Acta Bot. Fennica* 79: 1-50.

RIECKEN, U., RIES, U. & SSYMAN, A. (1994). Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. 41: 184 pp.

1180 Submarine structures made by leaking gases

PAL.CLASS.: 11.24

1. Definition of the habitat

Submarine structures consist of sandstone slabs, pavements, and pillars up to 4 m high, formed by aggregation of carbonate cement resulting from microbial oxidation of gas emissions, mainly methane. The formations are interspersed with gas vents that intermittently release gas. The methane most likely originates from the microbial decomposition of fossil plant materials.

The first type of submarine structures is known as "bubbling reefs". These formations support a zonation of diverse benthic communities consisting of algae and/or invertebrate specialists of hard marine substrates different to that of the surrounding habitat. Animals seeking shelter in the numerous caves further enhance the biodiversity. A variety of sublittoral topographic features are included in this habitat such as: overhangs, vertical pillars and stratified leaf-like structures with numerous caves.

The second type are carbonate structures within "pockmarks". "Pockmarks" are depressions in soft sediment seabed areas, up to 45 m deep and a few hundred meters wide. Not all pockmarks are formed by leaking gases and of those formed by leaking gases, many do not contain substantial carbonate structures and are therefore not included in this habitat. Benthic communities consist of invertebrate specialists of hard marine substrata and are different from the surrounding (usually) muddy habitat. The diversity of the infauna community in the muddy slope surrounding the "pockmark" may also be high.

2. Characteristic species:

"Bubbling reefs"

Plants: If the structure is within the photic zone, marine macroalgae may be present such as

Laminariales, other foliose and filamentous brown and red algae.

Animals: A large diversity of invertebrates such as Porifera, Anthozoa, Polychaeta, Gastropoda, Decapoda, Echinodermata as well as numerous fish species are present. Especially the polychaete *Polycirrus norvegicus* and the bivalve *Kellia suborbicularis* are associated species of the

“bubbling reefs”.

“Pockmarks”

Plants: Usually none.

Animals: Invertebrate specialists of hard substrate including Hydrozoa, Anthozoa, Ophiuroidea and Gastropoda. In the soft sediment surrounding the pockmark Nematodae, Polychaeta and Crustacea are present.

3. Associated habitats:

“Bubbling reefs” can be found in association with the habitat types ”sandbanks, which are covered by sea water all the time (1110)” and “reefs (1170)”.

4. Geographical distribution and regional varieties:

Shallow water examples of “bubbling reefs” colonised by macroalgae and/or animals are observed in Danish waters in the littoral and sublittoral zone from 0 to 30 m water depth. They are present in the northern Kattegat and in the Skagerrak and follow a NW SE direction parallel to the Fennoscandian fault line.

“Pockmarks” are found in many areas of the European shelf seas. Deep water examples of pockmarks with benthic fauna communities exists at approximately 100 m water depth in the UK part of the North Sea as depressions in areas of predominantly muddy seabed. Examples of extensive areas with pockmarks are found on the Galician coast (Spain) at the bottom of Rias at a more shallow water depth compared to the pockmarks in the North Sea. Present emission of gas has been reported, as well as other inactive pockmarks filled by more modern sediments. Another difference with the “bubbling reefs” of the Danish coast is that gas stocks are closer to the present bottom surface.

5. Corresponding categories:

HELCOM classification:

All subtypes under “Bubbling reefs (2.10)” EUNIS:

Relevant types under A3.C.

6. Literature :

JENSEN, P. ET AL. (1992). “Bubbling reefs” in the Kattegat: submarine landscapes of carbonate-cemented rocks support a diverse ecosystem at methane seeps. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, vol. 83:103-112

DANDO, P.R. ET AL. (1991). Ecology of a North Sea Pockmark with an active methane seep. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, vol. 70: 49-63.

HANSEN, J.M. (1988). Koraller i Kattegat, kortlægning. *Miljøministeriets, Skov- og Naturstyrelsen.*

HOVLAND M. & JUDD A.G. (1988). Seabed Pockmarks and seepages: Impact on Geology, Biology and the Marine Environment. *Graham & Trotman, London.* 245pp.

JENSEN, P. ET AL. (1992). “Bubbling reefs” in the Kattegat: submarine landscapes of carbonate-cemented rocks support a diverse ecosystem at methane seeps. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, vol. 83:103-112.

JOHNST, C. J., TURNBULL, C. G. & TASKER, M. L. (2002). Natura 2000 in UK Offshore Waters: Advice to support the implementation of the EC Habitats and Birds Directives in UK offshore waters. JNCC Report 325.

JØRGENSEN, N.O. ET AL (1989). Holocene methane-derived dolomite-cemented sandstone pillars from Kattegat, Denmark. *Mar. Geol.*, vol. 88: 71-81.

JØRGENSEN, N.O. ET AL (1990). Shallow hydrocarbon gas in the northern Jutland-Kattegat region, Denmark. *Bull. Geol. Soc.*, vol. 38: 69-76.

LAIER, T. ET AL. (1991). Kalksøjler og gasudslip i Kattegat, seismisk kortlægning af området nord-vest for Hirsholmene. *Miljøministeriet, Danmarks Geologiske Undersøgelse.*

Other rocky habitats

8330 Submerged or partially submerged sea caves

PAL.CLASS.: 12.7, 11.26, 11.294

- 1) Caves situated under the sea or opened to it, at least at high tide, including partially submerged sea caves. Their bottom and sides harbour communities of marine invertebrates and algae.

Kolofon

Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2013/2014

Louise K. Poulsen, Paula Canal-Vergés, Kerstin Geitner, Mads Christoffersen, Nina Holm og Jens Kjerulf Petersen

August 2013

DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer

DTU Aqua-rapport nr. 269-2013

ISBN 978-87-7481-180-0

ISSN 1395-8216

Omslag: Peter Waldorff/Schultz Grafisk

Reference: Poulsen, L. K., Canal-Vergés, P., Geitner, K., Christoffersen, M., Holm, N. & Pedersen, J. K.

Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2013/2014. DTU Aqua-rapport nr. 269-2013. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 95 pp + bilag.

DTU Aqua-rapporter udgives af DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer og indeholder resultater fra nogle af instituttets forskningsprojekter, udredninger m.v.

Rapporterne kan hentes på DTU Aquas websted www.aqua.dtu.dk.

DTU Aqua reports are published by the National Institute of Aquatic Resources and contain results from research projects etc.

The reports can be downloaded from www.aqua.dtu.dk.

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer
Danmarks Tekniske Universitet

Jægersborg Allé 1
2920 Charlottenlund
Denmark
Tlf: 35 88 33 00
aqua@aqua.dtu.dk

www.aqua.dtu.dk